

Introduktion till Mikrobiologisk BarriärAnalys, MBA

Steg 1 Barriärhöjd	• Råvattenkvalitet • Vattenverkets storlek
Steg 2 Vattentäkt	• Åtgärder i tåkten • Råvattenövervakning
Steg 3 Avskiljande barriärer	• Effektivitet • Säkerhetsåtgärder
Steg 4 Inaktiverande barriärer	• Effektivitet • Säkerhetsåtgärder
Steg 5 Slutresultat	• Resultat från genomförda beräkningar



Introduktion till Mikrobiologisk BarriärAnalys, MBA



Svenskt Vatten

Svenskt Vatten påtar sig inget ansvar för eventuella felaktigheter, tryckfel eller felaktig användning av detta meddelande

Copyright: Svenskt Vatten AB, 2015

Grafisk form: Ordförrådet AB

Utgåva: 2, maj 2015

ISSN nr: 1651-6893

Förord

För värdering av mikrobiologiska risker har två hjälpmedel utvecklats i Sverige och Norge: "Quantitative Microbial Risk Assessment" (QMRA-modellen, även kallad MRA-modellen) och Mikrobiologisk BarriärAnalys (MBA-verktyget), som tidigare hette God Desinfektionspraxis (GDP). Då det norska verktyget uppdaterats 2014 och bytt namn från GDP till MBA har även den svenska introduktionen nu uppdaterats och heter nu Introduktion till Mikrobiologisk BarriärAnalys, MBA (Svenskt Vattens Publikation P112). Båda hjälpmedlen har börjat användas vid de svenska vattenverken. MBA är enklare att använda inledningsvis och har fått större spridning. Med en MBA-beräkning får man en god förståelse både av vad som är väsentligt i vattenreningsprocessen och vilka styrkor och brister ett vattenverk har.

Vägledning för hur MBA-verktyget bör användas finns som en rapport på norska och en på engelska utgivna av Norsk Vann (Rapport Norsk Vann 209-2014 resp. 202-2014). Rapporterna är en uppdatering av den tidigare GDP-vägledningen (Rapport Norsk Vann 170-2009). Många svenska användare har haft svårt med språket och också önskat en anpassning till svenska förhållanden. Av den anledningen skrevs en svensk "Introduktion till GDP" (Svenskt Vatten Publikation P108) som en tolkningshjälp för svenska användare. Den har tidigare skickats ut till Svenskt Vattens medlemmar. Då det norska verktyget uppdaterats 2014 och bytt namn från GDP till MBA har även den svenska introduktionen nu uppdaterats. Den ursprungliga introduktionen till GDP skrevs av Britt-Marie Pott, Sydvatten, och Peder Haggström, Stockholm Vatten. Värdefulla synpunkter gavs av Lisa Athley, Olof Bergstedt och Mia Bondelind, Göteborg Vatten och Kjetil Furuberg, Norsk Vann. Den nya uppdateringen är gjord av Britt-Marie Pott med stöd av huvudförfattaren till de norska rapporterna Hallvard Ødegaard.

Svenskt Vatten vill tacka författarna och alla som bidragit med synpunkter.

Stockholm i maj 2015

Svenskt Vatten

Sammanfattning

För att underlätta bedömningen av den mikrobiologiska säkerheten vid vattenverk har Norsk Vann, delvis i samarbete med Svenskt Vatten, tagit fram ett verktyg som kallas Mikrobiologisk Barriär-Analys, eller förkortat MBA (Ødegaard 2014). Svenskt Vatten har även finansierat framtagningen av en datorbaserad modell för Kvantitativ Mikrobiologisk Risk-Värdering, QMRA (Lundberg Abrahamsson 2009). I och med arbetet med spridning av det norska verktyget, som utgör en bra grund innan det datorbaserade hjälpmedlet används, framkom önskemål om en svensk version av vägledningen för att underlätta för svenska användare.

I det stora hela är innehållet i denna publikation en förenklad variant av den norska vägledningen till MBA. Syftet är att den mikrobiologiska riskbedömningsprocessen ska kunna startas med hjälp av denna introduktion och att fördjupad kunskap erhålls med de norska rapporterna.

Utvecklingsarbetet av MBA-verktyget har varit gediget och omfattande och under processen har vissa justeringar införts. Grunden som lades i ODP I och ODP I-tillägg, ODP II (Ødegaard 2006a, 2006b, 2009a) samt GDP vägledningen (Ødegaard 2009b) är bra och ger en mycket god bakgrundskunskap och förståelse för de olika delarna i verktyget. Dessutom finns det mycket förklaringar till varför olika delar av verktyget ser ut som de gör. Under 2014 har GDP-vägledningen uppdaterats och justerats och samtidigt bytte verktyget namn till Mikrobiologisk Barriär-Analys (MBA). För att göra verktyget tillgängligt för fler skrevs även en engelskspråkig version. Den intresserade som tycker att det är för mastigt att börja med de norska eller engelskspråkiga rapporterna kan börja med denna introduktion. Om även denna introduktion känns för tung så finns det även en förenklad variant som också är uppdaterad till MBA (Förenklad MBA). Varefter olika delar behöver förklaras mer än vad denna "Introduktion till MBA" omfattar är det lämpligt att studera de senaste MBA-rapporterna från 2014 på norska eller den engelskspråkiga versionen.

MBA-verktyget är uppbyggt av fem steg:

- Steg 1: Bedömning av hur mycket rening av råvattnet som krävs för att dricksvattnet ska bli rimligt säkert att använda
- Steg 2: Fastställa om vattentäkten utgör ett skydd i sig själv
- Steg 3: Beräkning av vattenverkets avskiljande barriäreffekt
- Steg 4: Beräkning av vattenverkets inaktiverande barriäreffekt
- Steg 5: Slutsummering och diskussion kring vad resultatet egentligen visar

Efter att en MBA är genomförd och de olika resultaten granskats kritiskt och verkar rimliga kan med fördel den svenska datormodellen, QMRA, användas. QMRA-modellen är mycket lätt att göra ändringar i och resultatet blir illustrativt och lätt att ta till sig. Vad hjälpmedlen egentligen visar, det gäller både MBA-verktyget och QMRA-modellen, ligger dock hos användaren att göra en riktig tolkning av. Om egna data saknas och enbart generella data används som ingångsdata blir resultatet också sådant; generellt, men säger inte så mycket om det egna vattenverket. En mikrobiologisk riskbedömning bör alltid åtföljas av en risk- och sårbarhetsanalys för att sätta resultaten i ett riktigt perspektiv. MBA-verktyget är uppbyggt kring erfarenheter från historiska data och forskningsresultat och kan av förklarliga skäl inte ta hänsyn till kommande erfarenheter och förändringar. Även av denna anledning är en noggrann risk- och sårbarhetsanalys viktig så att användaren känner till möjliga avvikelser.

Innehåll

1	Introduktion	9
1.1	Barriärdefinition	11
1.2	Mikroorganismer	12
1.3	Barriäråtgärder	13
1.4	Log-begreppet	14
1.5	Procedur	15
1.6	Maxbegränsningar	16
2	Råvatten (steg 1–2)	17
2.1	Barriärhöjd	17
2.2	Vattentäkten	20
3	Avskiljande barriärer (steg 3)	24
3.1	Effektivitet avskiljande barriärer	24
3.2	Säkerhetsavdrag för avskiljande barriärer	25
4	Inaktiverande barriärer (steg 4)	27
4.1	Kemisk desinfektion	27
4.2	Effektivitet för kemisk desinfektion	30
4.3	Slutlig log-reduktion för kemisk desinfektion	42
4.4	UV-desinfektion	43
4.5	Effektivitet för UV-desinfektion	45
4.6	Slutlig log-reduktion för UV desinfektion	46
5	Slutresultat (steg 5)	49
6	Exempel	50
6.1	Steg 1: Råvatten – Barriärhöjd	50
6.2	Steg 2: Råvatten – Vattentäkt	51
6.3	Steg 3: Avskiljande barriärer	52
6.4	Steg 4: Inaktiverande barriärer	53
6.5	Steg 5: Slutresultat	58
7	Ordlista	60
8	Referenser	61

1 Introduktion

I Norge har ett omfattande arbete genomförts med att ta fram ett hjälpmedel för värdering av mikrobiologiska risker för dricksvatten. Arbetet har utmynnat i flera rapporter publicerade av Norsk Vann: ODP I, ODP I-tillägg, ODP II samt GDP-vägledning (Ødegaard 2006a, 2006b, 2009a, 2009b). Norsk Vann är Norges motsvarighet till Svenskt Vatten. Från början kallades den framtagna metoden för "Optimal DesinfektionsPraxis" men bytte namn till "God DesinfektionsPraxis" (GDP). Den senaste uppdateringen finns både på norska och engelska och verktyget har bytt namn ytterligare en gång och heter nu Mikrobiologisk Barriär-Analys. Detta namn stämmer väl överens med vad man kan åstadkomma med hjälp av verktyget dvs att titta på hur bra barriärerna i vattenverket matchar råvattenkvaliteten. Svenskt Vatten var involverade i de senare delarna av arbetet med ODP II samt GDP-vägledningen och uppdateringen till MBA. Även i Sverige har ett gediget arbete med att ta fram ett annat hjälpmedel genomförts. Den svenska varianten är datorbaserad, engelskspråkig och kallas "Quantitative Microbial Risk Assessment" förkortat QMRA (Lundberg Abrahamsson 2009). Denna modell kallas även MRA-modellen för att skilja den från de övriga metoderna för att göra QMRA bedömningar som finns internationellt (tex QMRA Wiki, Watershare QMRA calculator och QMRAspot). Att strunta i Qet är dock lite missvisande då det är själva kvantifieringen av risken som är en modellens stora styrkor. De bägge verktygen MBA och MRA är användbara och kompletterar varandra.

Som ett led i Svenskt Vattens arbete med att sprida kunskapen om hur dessa riskvärderingshjälpmedel kan användas genomfördes ett antal workshops runt om i Sverige under hösten 2011. Vid dessa workshops framkom önskemål om en svensk version av den norska vägledningen, främst med anledning av svårigheten att förstå det norska språket. Workshopledarna, som jobbat mycket med verktyget, ansåg även att vissa delar behövde relateras till svenska förhållanden. Föreliggande publikation är i första hand tänkt som en tolkningshjälp eller introduktion och är inte en fullständig svensk version av den norska MBA-vägledningen (Ødegaard 2014). Målet är att det ska vara möjligt att påbörja en utvärdering med hjälp av denna introduktion men för att få mer bakgrundsinformation och förklaringar hänvisas till de norska rapporterna.

Vissa delar är lättare att förstå när skillnaden mellan det norska och svenska synsättet förtydligas. I vissa tolkningar har en svensk variant valts, bland annat mot bakgrund av de olika synsätten men även mot bakgrund av att de svenska vattentäkterna generellt är av en annan typ än i Norge. Ingen ny forskning eller andra studier ligger bakom den svenska introduktionen utan det är enbart ett användarhjälpmedel för att det ska vara lättare att komma igång. Vissa delar har dock kompletterats med information som stämmer bättre överens med svenska förhållanden.

Introduktions-publikationen har en delvis annan kapitelindelning jämfört med den norska förlagan. Informationen har dock i huvudsak samma kronologiska ordning. För att underlätta vid en övergång mellan den svenska introduktionen och den norska förlagan så finns den norska numreringen inlagd sist i figur och tabelltexterna som (No figur x.x). I vissa tabeller har upplägget justerats lite för att underlätta tolkningen och eventuell ändring av data i tabellerna framgår av texten.

Arbetet bakom MBA-verktyget är omfattande och mycket information finns att hämta i de norska rapporterna. Användandet av dem och genomförande av en MBA-beräkning ger ofta en god förståelse både av vad som är väsentligt i vattenreningsprocessen men även av vilka styrkor och brister ett vattenverk har. Rekommendationen är att börja med MBA för att få en god grundkunskap och att därefter gå vidare med den svenska QMRA-modellen. QMRA-modellen förutsätter i vissa delar att förståelsen

för reningssteg och desinfektionsparametrar redan finns. I datormodellen är det enkelt att göra ändringar och resultaten illustrerar väl vilken effekt ändringen får. Resultaten från de två hjälpmedlen kommer inte att bli identiska men är ändå jämförbara, under förutsättning att användaren förstår skillnaderna i beräkningarna. Resultaten kommer tillsammans att ge användaren en god kunskap om det undersökta vattenverket, dess styrkor och svagheter, samt ge ett betydelsefullt stöd i det fortsatta riskarbetet. Här bör även påtalas att en god kännedom om de potentiella riskpunkter som kan finnas i och omkring tåkten är avgörande för bedömningen av resultaten, både från MBA och QMRA.

Grundtanken i MBA är att studera råvattnet och bedöma hur mycket rening det krävs för att slutresultatet ska bli ett bra dricksvatten. Detta betraktelsesätt finns i andra länder också, även i Sverige, men i Sverige har råvattnet ändå hamnat lite i skymundan det senaste decenniet. Anledningen till att råvattenkontrollen hamnat i skymundan är egentligen lite märklig eftersom det står i de svenska dricksvattenföreskrifterna att *”Särskild hänsyn ska tas till beskaffenheten av det vatten som är avsett att efter beredningen användas som dricksvatten (råvattnet) ...”* och vägledningen till dricksvattenföreskrifterna finns en underrubrik på samma tema. Vikten av att känna till råvattenkvaliteten tas upp i Livsmedelsverkets rapport SLV 28-2005 (Lindberg 2005), där och i vägledningen till dricksvattenföreskrifterna poängteras också vikten av att veta hur dåligt råvattnet blir under de sämsta förutsättningarna. Vattenverket bör kunna hantera det sämsta råvattnet även under de sämsta ”normala” förutsättningarna som förekommer i processen, till exempel under och efter filterspolning (Vägledningen Dricksvatten). Svenskt Vatten har kommit med rekommendationer för råvattenkontroll (Svenskt Vatten 2008) som ett led i arbetet att höja medvetandenivån om vikten av att veta vilket råvatten som egentligen skall behandlas vid vattenverket.

Efter att råvattnet värderats i steg 1 och 2, vilket beskrivs i kapitel 2, så studeras vilka behandlingssteg som finns i vattenverket. Detta moment är i MBA uppdelat i flera underavdelningar som förklaras i kapitel 3 och 4. I slutet summeras det hela och resultatet syftar till att vara en hjälp i risk- och sårbarhetsbedömningen. På norska kallas risk- och sårbarhetsanalys kort för ROS–analys, att jämföra med det svenska RSA. Det är viktigt att ha med sig att en MBA-bedömning, liksom andra hjälpmedel för mikrobiologisk riskvärdering, är just hjälpmedel och inte definitiva OK eller Icke OK för vattenverket. Om syftet bara är att få ett OK finns det många fallgropar att ramla ner i och fokus blir alldeles för stort på varje enskild siffra. Det finns i dessa sammanhang inga absoluta gränser eftersom det mesta grundar sig på stickprov och riskbedömningar. Se figur 1.1 för en sammanställning av verktygets olika delar.



Figur 1.1 Modifierad översikt av metodens delar

Som tillägg till den äldre norska GDP-vägledningen finns även en excelfil som liksom de norska rapporterna kan laddas hem via Svenskt Vattens hemsida. I excelfilen finns de flesta av beräkningarna med, dock inte desinfektionsberäkningar. Excelfilen kräver att användaren har förståelse för hur bedömningarna i verktyget är upplagda samt att vissa begränsningar måste matas in manuellt. Det är i dagsläget oklart om excelfilen är uppdaterad i enlighet med omarbetningen till MBA.

1.1 Barriärdefinition

I de norska dricksvattenföreskrifterna finns en hygienisk barriär (fritt översatt till Svenska) definierad som *"Ett naturligt eller skapat fysisk eller kemiskt hinder eller åtgärd för att avlägsna, oskadliggöra eller döda bakterier, virus, parasiter ... till en nivå där de aktuella ämnena inte längre utgör en hälsomässig risk"*.

Vidare finns text som säger att *"... det totalt skall finnas minst 2 hygieniska barriärer i vattenförsörjningssystemet. En av dessa skall svara för att dricksvattnet blir desinficerat eller på annat sätt behandlat för att avlägsna, oskadliggöra eller döda smittämnen."* Det innebär att vattentäkten kan betraktas som en barriär.

I den norska vägledningen till dricksvattenföreskrifterna står det att om inte tillfredsställande barriärverkan i vattentäkten uppnås så ska detta kompenseras genom att *"bygga in minst två barriärer i vattenbehandlingen. Eftersom den sista hygieniska barriären skall vara desinfektion eller motsvarande ..."*. De här formuleringarna tolkas ofta som att vattenverket skall ha två barriärer varav en ska vara desinfektion (i de fall vattentäkten inte kan räknas) eftersom det är bäst att kombinera avskiljande och inaktiverande barriärer, även om andra barriärer också kan användas. Norrmännens pågående arbete med revidering av dricksvattenföreskrifterna kommer dock sannolikt leda till att kraven formuleras om så att det framöver står *"tillräckligt med barriärer för att säkra ett tryggt dricksvatten"* eller liknande.

Det finns i Norge även en tydlig definition av vad som krävs av ett reningssteg för att det ska få räknas som en barriär: *"Den enskilda vattenbehandlingsmetoden bör inaktivera bakterier och virus med minst 99,9 % (3-log) och eventuella parasiter med 99 % (2-log), för att bli betraktad som en barriär."* Denna definition låg till grund för att den maximala barriärverkan för de flesta barriärerna initialt var satt till $3b + 3v + 2p$ i ODP och GDP och både avskiljande och inaktiverande metoder är godtagna. I den omarbetade versionen MBA har denna maxbegränsning justerats något för några av barriärerna vilket framgår senare i publikationen. En beskrivning av log-begreppet finns i avsnitt 1.4.

Åtgärder i tillrinningsområde och källa kan vara – eller bidra till – en hygienisk barriär enligt det norska synsättet. Tidigare har detta använts mycket men viss uppluckring är på väg och det är inte längre självklart att täkten kan betraktas som en barriär. Just den här biten är viktig för den vidare förståelsen av hur bedömningarna av täkten är konstruerade men utgör inte ett stort problem för bedömningen vid svenska vattenverk då det är få täkter som uppfyller de ställda kraven.

I Sverige är det bara åtgärder i vattenverket som definieras som barriär. I stället för att specificera en avskiljningsgrad anges specifika reningssteg som barriärer, se listan nedan:

- Infiltration < 14 dagars uppehållstid
- Kemisk fällning med filtrering
- Långsamfilter
- Primär desinfektion (ex ozon, klor, UV)
- Membranfilter (≤ 100 nm porvidd)

En sammanställning av hur effektiva de svenska barriärerna anses vara presenteras i kapitel 3 (tabell 3.1).

Risken med att inte betrakta tåkten som en barriär är att åtgärder där kan förringas. Å andra sidan skall råvattnet ligga till grund för hur mycket rening som behövs både i Norge och i Sverige. Således är alla förbättrande åtgärder i tåkten positiva i bägge länderna både i verkligheten och enligt de faktiska krav som ställs i gällande föreskrifter. Åtgärderna bör också ingå i den totala risk- och sårbarhetsanalysen och påverkar där innebörden av resultaten som erhålls från MBA-bedömningen.

I vägledningen till den svenska dricksvattenföreskriften anges rekommenderat minsta antal barriärer och där finns variationer från en till tre stycken beroende på råvattentyp och råvattenkvalitet. Eftersom Sverige inte räknar tåkten som barriär så blir kraven i vissa fall högre än i Norge och i andra fall lägre. Skillnaden i kraven beror även på att länderna har olika barriärdefinition. Det är som alltid bra att fundera på vad de olika kraven samt resultatet från en MBA-utvärdering (och QMRA) egentligen säger. Blev det ganska lika mot vad som förväntades eller är skillnaden stor? Om skillnaden är stor så finns ytterligare anledning att fundera över vad det egentligen betyder.

I de svenska dricksvattenföreskrifterna står det att "Dricksvattnet ska vara hälsosamt och rent". Detta preciseras vidare som att vattnet inte får innehålla mikroorganismer som kan utgöra en fara för människors hälsa. Målet är inte att göra ett sterilt vatten men hur rent är egentligen rent? I exempelvis USA finns bedömningen att en acceptabel risk är att 1 konsument av 10 000 blir sjuk per år.

Tankeställare

Fundera över följande två situationer:

- 1: Du står vid fjällbäcken och får reda på att du kan dricka 2 liter om dagen i 10 000 år och bara bli sjuk av *Cryptosporidium* en gång.
- 2: Du ansvarar för dricksvattenförsörjningen för 50 000 människor och får reda på att 5 människor per år blir sjuka av *Cryptosporidium* av ditt vatten.

De flesta tänker nog att det första alternativet är OK för sin egen del men inte det andra alternativet, trots att risken är densamma!

För att uppnå gränsen som anses som en acceptabel risk i USA räcker det med någon enstaka *Cryptosporidium* per 100 000 liter dricksvatten (WHO 2011, Lundberg Abrahamsson 2008). Diskussion och information angående acceptabel risk kan återfinnas i QMRA rapporten (Lundberg Abrahamsson 2008) och i SLV 28-2005. I MBA-verktyget finns till viss del inbyggda säkerhetsmarginaler, d.v.s riskerna överskattas något så att slutresultatet hamnar på "den säkra sidan". Säkerhetsmarginalerna varierar dock mellan olika reningssteg och kan anses som små för kemfällning men större för till exempel membran. För att säkerhetsmarginalerna skall betraktas som stora för membran krävs dock att lämpliga parametrar följs upp så att till exempel läckande membran detekteras.

1.2 Mikroorganismer

Benämningen mikroorganismer omfattar både bakterier, virus och parasiter. Storleksangivelserna nedan är tumregler och det finns i verkligheten mycket stora variationer. Mikroorganismer finns i otaliga varianter och de finns nästan överallt, även i de mest extrema miljöerna. Alla mikroorganismer är inte skadliga, de flesta av de ca 1 kilo bakterier som finns i magen är snälla och ser till så att vår matsmältning fungerar. Det är därför man kan få magproblem av antibiotika: förutom att döda de sjukdomsframkallande bakterierna så dör även en hel del av de snälla bakterierna i magen.

- *Bakterier* är ca 1 µm stora och består av genetiskt material samt cellmaskineri omslutet av ett proteinhölje. Det finns otaliga varianter som tål och kan föröka sig i vitt skilda miljöer.
- *Virus* är minst med en storlek på ca 0,1 µm. De består av genetiskt material omslutet av ett proteinhölje och kräver en värdcell för att kunna föröka sig. Till exempel vinterkräksjuka orsakas av ett virus.
- *Parasiter* är ca 10 µm stora. Med parasiter menas i dricksvattensammanhang oftast protozoerna (eller urdjuren) *Cryptosporidium* och *Giardia*. I andra delar av världen finns andra parasiter som är viktiga i samband med dricksvatten men dessa tas inte upp här. Parasiter kräver en värd för att föröka sig men vilostadierna som sprids utanför värden är mycket stabila och kan ha mycket lång överlevnad.

1.2.1 Indikatororganismer

All mikrobiologisk provtagning på både rå- och dricksvatten blir med dagens analysmetoder av naturliga skäl gjort i form av stickprov. Det är också oftast svårt att kontrollera det man egentligen söker efter; de mikroorganismer som orsakar sjukdom. Därför används indikatororganismer med egenskaper som att de ska I: vara lätta att undersöka, II: finnas i en analyserbar halt och III: ge en rimlig indikation på risken för sjukdom. Alla indikatororganismer har brister och ingen är hundra procentig, de är just bara indikationer på att det även kan finnas sjukdomsframkallande mikroorganismer i vattnet. Av ovanstående anledningar finns det alltid brister i den mikrobiologiska övervakningen. De mikrobiologiska analyserna är ändå av stort värde då det med tiden ger kunskap om vad som är normalt och när det har hänt något.

Liksom övriga övervakningsparametrar som vattenproducenter har tillgång till, blir värdet av de mikrobiologiska analyserna större då de kombineras med andra parametrar. I vägledningen till dricksvattenföreskrifterna finns beskrivning av vad olika indikatorer kan påvisa. I MBA används bland annat *Clostridium perfringens* och *E. coli* som indikatorer. *Clostridium perfringens* används för att indikera gammal fekal påverkan då den klarar sig längre i miljön än *E. coli*. Eftersom både parasiter och virus har en längre överlevnad än bakterier, särskilt i kallt vatten, anses *Clostridium perfringens* därför utgöra en lämpligare indikator för dessa. Fynd av *E. coli* tolkas ofta som att vattnet utsatts för färsk fekal påverkan. Det är dock viktigt att komma ihåg att avsaknad av dessa indikatorer inte är liktydigt med avsaknad av sjukdomsframkallande mikroorganismer, detsamma gäller även det omvända. Vid avsaknad/låga halter av *E.coli* och *C. perfringens* finns det anledning att undersöka förekomsten av virus. Virus som infekterar människor är svåra att analysera i vatten så i stället kan bakterievirus som angripit *E. coli*, så kallade somatiska kolifager, användas som indikator.

1.3 Barriäråtgärder

Åtgärder för att förhindra att sjukdomsframkallande mikroorganismer når råvattenintaget kan sättas in i tillrinningsområdet eller i källan. Har de väl kommit in i vattenverket kan de avskiljas eller inaktiveras och olika åtgärder har olika effekt på olika organismer. I tabell 1.1 presenteras en översikt över olika avskiljande metoders effektivitet. Avskiljningseffektiviteten för de olika metoderna hänger bland annat samman med mikroorganismernas storlek. För desinfektionsmetoderna är det i stället de enskilda organismernas känslighet som styr om det fungerar eller inte. I tabell 1.2 finns en översikt över några olika inaktiverande barriärers effektivitet. Den faktiska funktionen och effektiviteten hos en barriär är beroende av flera parametrar och nedanstående tabeller är endast menade som en kraftigt förenklad översiktlig jämförelse mellan dem.

Tabell 1.1 Effektiviteten av de vanligaste avskiljande reningsmetoderna (No 1.1)

Avskiljande metod	Bakterier	Virus	Parasiter
Snabbfiltrering	Dålig	Mycket dålig	Dålig
Fällning + snabbfiltrering	Bra	Ganska bra	Bra
Membranfiltrering			
RO och NF	Mycket bra	Mycket bra	Mycket bra
UF	Bra	Ganska bra	Mycket bra
MF	Ganska bra	Dålig	Bra
UF eller MF, med fällning	Mycket bra	Bra	Mycket bra

RO = Omvänd osmos
 NF = Nanofiltrering (< 5 nm),
 UF = Ultrafiltrering (< 40 nm),
 MF = Mikrofiltrering (< 100nm)

Tabell 1.2 Effektiviteten av de vanligaste inaktiverande barriärerna (No 1.2)

Inaktiverande metod	Bakterier	Virus	Parasiter
Klorering	Mycket bra	Ganska bra	Dålig
Ozonering	Mycket bra	Mycket bra	Bra/Dålig ¹
UV-belysning	Mycket bra	Bra/Dålig ²	Mycket bra

¹ Bra mot *Giardia*, dålig mot *Cryptosporidium*

² Bättre för vissa virus än andra, bland annat Adenovirus tål UV

Viktigt

Det säkraste är att kombinera avskiljande och inaktiverande barriärer. Om två barriärer av samma typ skall användas bör det inte vara precis samma sak två gånger. För att betrakta det som två oberoende barriärer krävs att övervakningen mellan stegen kan påvisa om det ena steget av någon anledning skulle få sämre funktion. Funktionen i det påverkade steget ska återställas snarast så att inte efterföljande steg påverkas. När barriärverkan skall bedömas behöver varje organismgrupp studeras separat, även enligt de svenska föreskrifterna.

1.4 Log-begreppet

Ett sätt att beskriva hur mycket mikroorganismer som avskiljs från ett vatten vid behandling är att uttrycka detta i procent (%). Detta anger antingen hur stor andel av det som fanns från början som tagits bort eller finns kvar. Om en stor andel tas bort, till exempel 99,99 % blir det till slut svårhanterliga siffror och det blir lätt fel. Då kan log-begreppet, som egentligen säger samma sak, vara enklare att använda. Log-reduktion beskriver hur mycket rening som åstadkoms fast uttryckt som exponenten i en logaritmisk skala med basen tio.

Låt säga att halten av en viss substans reduceras med 90 % över ett reningssteg, vilket innebär att en tiondel av den ursprungliga halten återstår. Halten har då reducerats med en faktor 10 (= 10¹) och reduktionen kan beskrivas av exponenten, d.v.s. som 1 logs reduktion. Detsamma gäller för högre (och lägre) reduktioner; reduktion med en faktor 100 (en hundra del återstår) motsvaras av 2 log (10² = 100), reduktion med en faktor 1 000 (en tusen del återstår) motsvaras av 3 log (10³ = 1 000), o.s.v. En enkel minnesregel blir att: 1 log = 90 % har avlägsnats, 2 log = 99 % har avlägsnats, 3 log 99,9 % har avlägsnats, 4 log = 99,99 % har avlägsnats.

Beräkningen ser ut som följer:

$$\text{Log-reduktion} = \log(N_0/N)$$

N_0 = Antal före reningssteg

N = Antal efter reningssteg

Andelen som tas bort är alltid störst i början eftersom "den första loggen" tar 90 % och den andra 9 % av det ursprungliga materialet o.s.v. I den här introduktionen anges inte alltid ordet "log" efter varje angivet värde men det framgår ändå någonstans i till exempel tabeller att det är log-reduktion det handlar om.

I texten diskuteras alla tre av de ovan angivna mikroorganismgrupperna (bakterier, virus och parasiter) separat eftersom de beter sig olika. För att förenkla och samtidigt undvika missförstånd anges log-reduktionen för varje mikroorganismgrupp alltid i samma ordning. Som förtydligande används förkortningar i stället för att på varje enskild plats skriva ut hela orden, b = bakterier, v = virus och p = parasiter. Som exempel kan tas 99,9 % reduktion av bakterier, 99,9 % reduktion av virus samt 99 % reduktion av parasiter vilket skrivs som $3b + 3v + 2p$ log-reduktion.

1.5 Procedur

Det första steget i MBA-proceduren (figur 1.2) är att avgöra hur bra råvattenkvaliteten är. Råvattenkvaliteten bestämmer i sin tur vilka reningskrav som behövs för att uppnå ett rimligt säkert vatten. Detta reningskrav kallas för barriärhöjd. I steg 2 görs en sammanställning av vilka åtgärder, både avseende förhindrande av förorening samt övervakning, som genomförs i vattentäkten för att säkerställa bibehållen råvattenkvalitet. Dessa åtgärder kan i viss mån ses som en reduktion av risken för att störningar når råvattenintaget och genererar en log-reduktion i beräkningarna. Därefter följer steg 3 med en genomgång av vattenverkets avskiljande barriärer. De avskiljande barriärernas effektivitet förutsätter god övervakning och kontroll. Om säkerheten för en barriär har brister så kan den maximala log-reduktionen inte uppnås utan det blir ett säkerhetsavdrag vilket presenteras i kapitel 3. Detta är en ändring jämfört med tidigare versioner, principen är densamma som tidigare använts för inaktiverande barriärer så nu hanteras alla barriärer i vattenverket på liknande sätt beräkningsmässigt. De inaktiverande barriärerna utvärderas separat i steg 4. Även för dessa barriärer finns det alltså ett säkerhetsavdrag (se kapitel 4). Slutligen jämförs i steg 5 barriärhöjden med resultaten från vattentäkten, avskiljande samt inaktiverande barriärer. Summan för den uppnådda log-reduktionen för steg 2-4 bör vara större än vad som krävs av barriärhöjden (steg 1). Om summan är för liten krävs det ytterligare barriäreffekt (det lila steget i figur 1.2) för att vattnet ska vara rimligt säkert för konsumenterna.



Figur 1.2 Modifierad översikt över proceduren för MBA. Summan av steg 2, 3 och 4 bör vara mer än barriärhöjden. I figuren är summan för liten – det behövs ytterligare en bit (det lila steget) för att uppnå tillräcklig barriärverkan (No figur 2.1).

1.6 Maxbegränsningar

De olika stegen (steg 2–4) som beräkningarna genomförs i har flera olika typer av maxbegränsningar som i den norska versionen är sammanställda i en egen tabell. Dessa maxbegränsningar har i den här introduktionen i stället arbetats in i övriga tabeller eller i tydligt markerade textavsnitt för att proceduren skall kunna följas mer kronologiskt.

Det finns möjlighet att frånga maxbegränsningarna både uppåt och neråt. Att minska en barriäreffekt om den antas fungera sämre än normalt fungerande barriärer av samma typ är lämpligt men kräver en motivering för att reduktionen skall vara i rätt storleksordning. Att överskrida en maxbegränsning är också möjligt men här är kraven på motivering större, i princip behöver den valda avskiljningsgraden visas i det verkliga vattenverket och dessutom skall övervakningen vara sådan att avskiljningsgraden kan följas upp kontinuerligt. Detta öppnar för möjligheter att med god kontroll använda faktiska avskiljningsgrader. Tänk dock på att det behövs en viss säkerhetsmarginal för normala variationer i vattensammansättning och avskiljningseffektivitet. Det är även lämpligt att studera hur störningar i ett föregående steg påverkar det steg som tilldelats extra hög avskiljningsgrad. Ett av syftena med maxbegränsningarna är att just ta hänsyn till variationer i råvattenkvalitet samt variationer i barriärens funktion. Dessutom ser maxbegränsningen till att en barriär inte tilldelats för stor effektivitet om den av någon anledning inte fungerar optimalt. Om en mycket kraftfull barriär slutar fungera är risken för konsumenten större än om man har två barriärer (med samma sammanlagda effektivitet) och den ena av dessa slutar fungera. I det senare fallet finns ju den andra barriären kvar.

2 Råvatten (steg 1–2)

Kvaliteten på råvattnet avgör vilka reningskrav som ställs på råvattnet för att det skall bli ett dricksvatten. Bedömningen av detta sker i steg 1 och resulterar i en barriärhöjd och genomförandet presenteras nedan. Åtgärder i råvattentäkten för att minska risken för föroreningar samt övervakning av täkten och råvattnet utgör steg 2 som presenteras senare i detta kapitel.

2.1 Barriärhöjd

Proceduren inleds med att den mikrobiologiska belastningen i råvattnet används för att bedöma vilka reningskrav som behöver ställas på råvattnet som används i vattenverket. Reningskravet kallas barriärhöjd och anges som den log-reduktion som krävs för bakterier, virus respektive parasiter för att vattnet ska bli rimligt säkert att använda.

För att få fram reningskraven krävs kännedom om vattentäkten och ju mer data som finns desto säkrare blir bedömningen. De råvattenanalyser som utnyttjas i MBA är *E. coli*, *Clostridium perfringens* samt *Giardia* och *Cryptosporidium*. Basen utgörs av de vanliga rutinanalyserna de tre senaste åren. Datafrekvensen bör vara densamma som för utgående dricksvatten. En viktig faktor att ta hänsyn till är även risk- och sårbarhetsanalysen som kan peka på risker som lätt missas i stickprovsanalyser. Har någon riskhändelse inträffat för mer än 3 år sedan bör den händelsen vara med i utvärderingen ändå om det inte vidtagits åtgärder som gör att det inte kan inträffa igen.

Enligt den Norska förlagan ska ett riskbaserat provtagningsprogram alltid genomföras för att värderingen skall bli korrekt. Om det inte genomförs blir värderingen osäkrare eftersom den då sannolikt baseras på färre analyser samt att proverna eventuellt inte tagits under de rekommenderade förutsättningarna. Vid bristfällig mängd historiska data över *E. coli* och *Clostridium* för de tre senaste åren, rekommenderas starkt att det riskbaserade provtagningsprogrammet genomförs. Provtagningsprogrammet anger när proverna bör tas, hur många prover som bör tas samt vilka mikroorganismer som bör analyseras. Det ökade antalet prover ger en indikation om normalsituationen under tiden det genomförs men säger ju ingenting om framtida förhållanden. Således bör det upprepas relativt ofta för att ge en mer långsiktig säkerhet. En rimlig bedömning är att det bör genomföras vart 3e–4e år med tanke på att det är 3-års data som används i ursprungsbedömningen. I den norska vägledningen står det på flera ställen att sunt förnuft får avgöra och detta är typiskt ett sådant fall. Omfattningen av det riskbaserade provtagningsprogrammet avgörs av vattenverkets storlek, se tabell 2.1. Antalet råvattenprover i kartläggningssystemet är fler än de som rekommenderas som ordinarie provtagning i Svenskt Vattens rekommendationer (2008) vilket ju är fullt logiskt då det ena är avsett som en bakgrundundersökning och det andra som en löpande kontroll. I rekommendationerna för råvattenkontroll (Svenskt Vatten 2008) anges också att en tätare provtagning under 3–4 år är lämplig om underlaget är dåligt för att få en bättre bild av de normala variationerna. Risk och sårbarhetsanalysen får avgöra om den ökade provtagningen skall göras kort och koncentrerad eller spridas ut lite mer.

Tabell 2.1 Provantal per år för riskbaserad kartläggning enligt MBA (No tabell 2.1)

Vattenverkets storlek	Minimum provantal	Rekommenderat provantal
< 1 000 pe	≥ 6	12
1 000 – 10 000 pe	≥ 12	24
> 10 000 pe	≥ 24	48

Ett grundvatten där risk- och sårbarhetsanalysen inte visar några stora risker kan provtas med minimumfrekvensen medan ett ytvatten bör följa det rekommenderade provantalet. För infiltrerat grundvatten bör det rekommenderade antalet prover tas om inte en risk- och sårbarhetsanalys visar att källan för det infiltrerade vattnet samt infiltrationsområdet inte är utsatta för några större risker.

Vilka analyser som bör göras beror på råvattenkvaliteten. För ett sämre råvatten förordas att förutom *E. coli* och *Clostridium* även analysera parasiter. Om råvattnet utgörs av ett bra grundvatten som inte riskerar att förorenas med fekalier kan parasitanalysen exkluderas. Är dataunderlaget bristfälligt får en bedömning göras av vilka mikroorganismer som bör ingå i provtagningen. För ytvatten och ytvattenpåverkat grundvatten (till exempel grundvattenbrunnar i fjäll eller sprickrikt berg) rekommenderas att parasiter inkluderas i analyserna. Eftersom parasitanalyserna är dyra bör dock ett avvägande av nyttan av resultaten mot kostnaden göras. Om det finns en avloppspåverkan eller risk för avloppspåverkan i råvattentäkten så kan man anta att risken finns att det kan komma parasiter till täkten oavsett vad analyserna visar. Träffar indikerar belastning men avsaknad av träffar indikerar bara att det just vid provtagningen inte fanns någon som utsöndrade parasiterna.

Som komplement bör bakteriofager (somatiska kolifager för virusindikation) läggas till då det ger värdefull information om vattenkvaliteten även om det inte krävs för att gå igenom MBA-proceduren i dagsläget. Bland annat vid frånvaro av fekala indikatorer så kan det vara lämpligt att följa upp virusbelastningen. Anledningen är att det annars finns risk att frånvaron av indikatorer ger en falsk trygghet. Därför blir även risk och sårbarhetsanalysen av vattentäkten extra viktig i dessa fall.

Rekommenderad fördelning mellan proverna över året för ytvatten samt ytvattenpåverkat grundvatten är som följer:

1. Vårcirkulationen ($\leq 1/6$ av antalet)
2. Höstcirkulationen ($\leq 1/6$ av antalet)
3. Normalnederbördsdygn sommar och vinter ($\leq 1/6$ av antalet)
4. Dygn med kraftig nederbörd under hösten samt snösmältningen under våren ($\geq 3/6$ av antalet)

Syftet med fördelningen är att försöka ta prov då risken för mikrobiologisk förorening är störst samt att få med den normala årsvariationen.

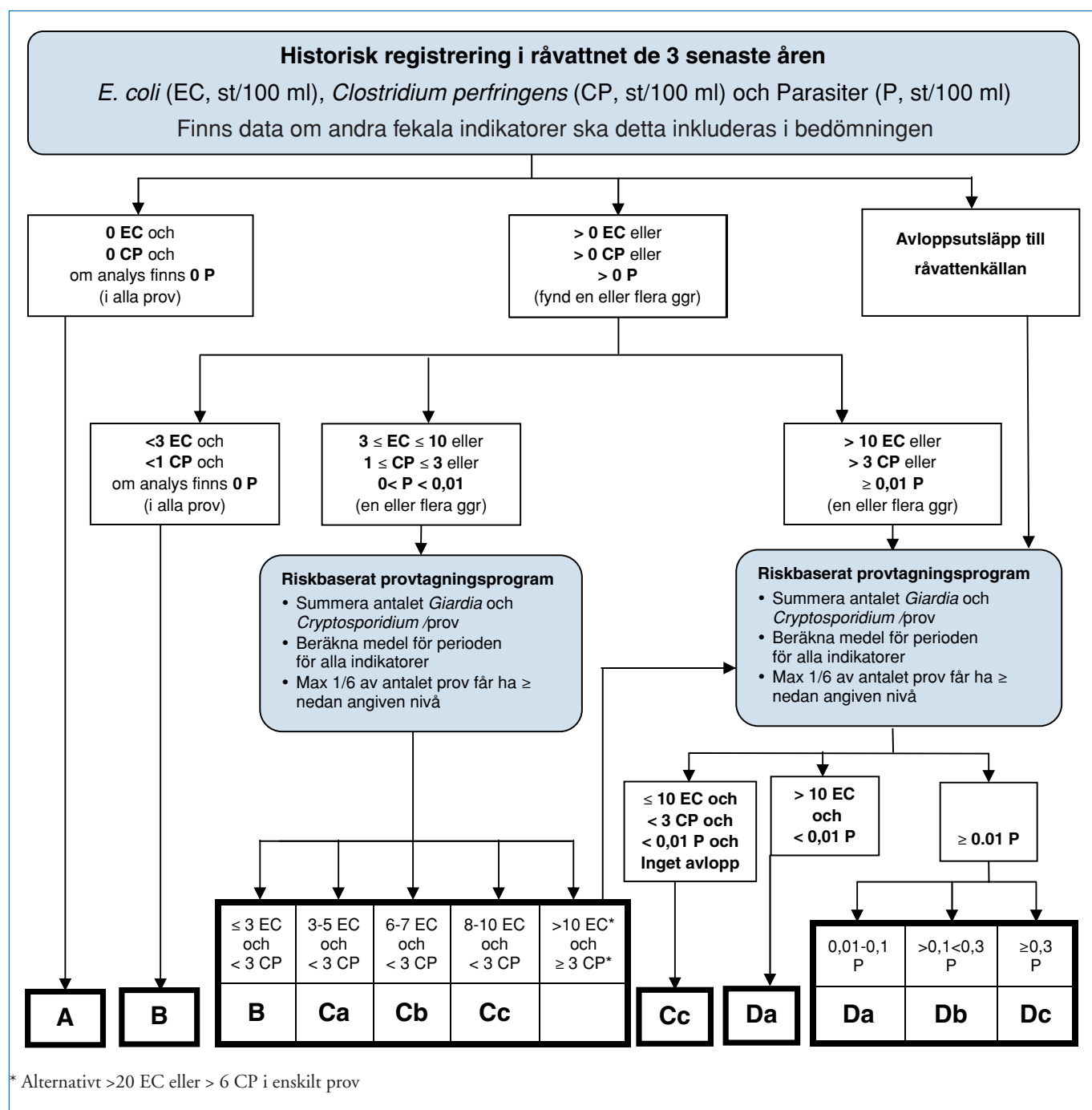
2.1.1 Råvattenkvalitet

Råvattenkvaliteten är olika för olika typer av vattentäkter. I MBA grupperas de som ytvatten från sjöar, ytvatten från älvar, grundvatten från jord och berg, konstgjort grundvatten samt ytvattenpåverkat grundvatten.

Med hjälp av mikrobiologiska data från minst de tre senaste åren eller ett riskbaserat provtagningsprogram avgörs vilken vattenkvalitet råvattnet brukar ha. I figur 2.1 presenteras arbetsgången för att avgöra råvattenkvaliteten. Observera att det i vissa lägen är halter i enskilda prover och i andra medelvärden som avses. Grundprincipen är att avsaknad av både *E. coli*, *C. perfringens* och parasiter ger den bästa vattenkvaliteten A, fynd av *E. coli* ger kvalitet B eller C, och frekventa fynd av *C. perfringens* alternativt fynd av parasiter ger klass D. Om det finns avloppsutsläpp till råvattenkällan finns alltid en risk för parasiter och därför hamnar dessa råvatten alltid i klass D, även om inga parasiter detekteras.

Vid konstgjord infiltration betraktas i Sverige det vatten som tas ut från grundvattenbrunnarna som råvatten om uppehållstiden i marken är minst 14 dagar. Enligt MBA kan det dock hanteras på två sätt. Antingen betraktas vattnet före infiltrationen som råvatten och då används infiltrationen som en barriär. Det andra alternativet är att

titta på det uttagna vattnet efter infiltrationen som råvatten. Betraktelsesättet som väljs måste följa med hela vägen från bestämningen av barriärhöjden.



Figur 2.1 Flödesschema för bestämning av råvattenkvalitet (No figur 2.2)

Börja högst upp i flödesschemat i figur 2.1 och följ pilarna beroende på vilka villkor som uppfylls. Finns det gamla data eller händelser som av någon anledning resulterat i ett sämre vatten ska dessa data ingå i bedömningen, om det inte är säkerställt att det inte kan inträffa igen. Finns det osäkerheter så att valet pendlar mellan olika kvaliteter bör försiktighetsprincipen råda så att den sämre kvalitetsklassen väljs. Tänk här på att använda sunt förnuft samt att få prover som inte visar något ger sämre information än många prover där det ibland blir träffar!

2.1.2 Vattenverkets storlek

Enligt den norska förlagan spelar vattenverkets storlek roll för vilken risk för konsumenten som kan accepteras. Ett litet vattenverk som försörjer få personer kan ju inte orsaka sjukdom hos lika många personer som ett stort. I Sverige anser Livsmedelsverket att risken för konsument skall vara densamma oavsett hur stort vattenverket som tillhandahåller vattnet är. Eftersom de olika länderna ser på saken lite olika rekommenderas att svenska vattenverk oavsett storlek följer rekommendationen för stora vattenverk i tabell 2.2 nedan. Tabellen visar barriärhöjden, som är den nödvändiga log-reduktionen för respektive grupp av mikroorganismer där b = bakterier, v = virus och p = parasiter. Jämfört med äldre varianter av verktyget har kraven för parasiterna höjts.

Tabell 2.2 Samband mellan barriärhöjd (log-reduktion) och råvattenkvalitet (No tabell 2.2)

Vattenverkets storlek (Antal anslutna personer)	Råvattenkvalitetsklass och barriärhöjd			
	A	B	C	D
< 1 000	$3,0b + 3,0v + 2,0p$	$4,0b + 4,0v + 2,0p$	a: $4,5b + 4,5v + 2,5p$ b: $4,5b + 4,5v + 2,75p$ c: $4,5b + 4,5v + 3,0p$	a: $5,0b + 5,0v + 3,0p$ b: $5,0b + 5,0v + 3,5p$ c: $5,0b + 5,0v + 4,0p$
1 000 – 10 000	$3,5b + 3,5v + 2,5p$	$4,5b + 4,5v + 2,5p$	a: $5,0b + 5,0v + 3,0p$ b: $5,0b + 5,0v + 3,25p$ c: $5,0b + 5,0v + 3,5p$	a: $5,5b + 5,5v + 3,5p$ b: $5,5b + 5,5v + 4,0p$ c: $5,5b + 5,5v + 4,5p$
> 10 000 Rekommenderas för alla VV i Sverige	$4,0b + 4,0v + 3,0p$	$5,0b + 5,0v + 3,0p$	a: $5,5b + 5,5v + 3,5p$ b: $5,5b + 5,5v + 3,75p$ c: $5,5b + 5,5v + 4,0p$	a: $6,0b + 6,0v + 4,0p$ b: $6,0b + 6,0v + 4,5p$ c: $6,0b + 6,0v + 5,0p$

En råvattenkvalitet på Ca i ett vattenverk med 5 000 pe ger en barriärhöjd på $5,5b + 5,5v + 3,5p$ eftersom värdena för >10 000 pe bör följas. Detta innebär att 99,9997 % av råvattnets bakterier och virus samt 99,97 % av parasiterna behöver avlägsnas för att vattnet ska bli rimligt säkert att dricka.

Steg 1 är klart när barriärhöjden bestämts.

2.2 Vattentäkten

I steg 2 skall åtgärder i råvattentäkten bedömas. Övervakningsåtgärder för råvattnet samt fysiska barriäråtgärder och restriktioner på aktiviteter i täkten kommer in i detta moment. Först bedöms övervakningens bidrag och då används tabell 2.3 som vägledning. Därefter skall de faktiska åtgärder och restriktioner som finns för täkten ses över. Till hjälp finns det fyra tabeller som beskriver den log-reduktion som kan tillgodoräknas i olika typer av täkter (2.4, 2.5, 2.6 och 2.7). Bidragen till log-reduktionen från övervakning och åtgärder utgör tillsammans Steg 2: Vattentäktens resultat. Generellt får bara nya, planerade åtgärder i vattentäkten räknas. Om en åtgärd redan genomförts och visat effekt på råvattenkvaliteten så kan den inte räknas eftersom den ju redan påverkat bedömningarna via råvattenklassningen (steg 1). I de fall en åtgärd inte har någon mätbar effekt på råvattnet (tex ökat skydd mot olyckor som tidigare inte inträffat) kan den räknas även om den inte är ny. Använd sunt förnuft, var sträng i bedömningarna och motivera valet. Tabellerna med övervakning av och åtgärder i vattentäkten kan ses som förslag på bra åtgärder.

2.2.1 Övervakning av vattentäkten

Tänk på att även om det är svårt att få log-reduktion i MBA för övervakning av och åtgärder i täkten så är de ändå mycket viktiga, se tabell 2.3. En MBA skall alltid genomföras tillsammans med en risk- och sårbarhetsanalys.

Åtgärder som tidigare genomförts kan inte räknas här om de har haft effekt på antingen råvattenkvaliteten eller reningsprocessens funktion och därigenom påverkat andra delar av MBA bedömningen som råvattenklassning eller en avskiljande barriärs effektivitet.

Tabell 2.3 Log-reduktion för utökad övervakning av råvattnet (No tabell 2.7)

Åtgärdstyp	Detaljerad åtgärdsinformation	Log-reduktion
Ökad provtagningsfrekvens	Införa utvidgad mikrobiologisk analys av råvatten med samma frekvens och parametrar som anges i det riskbaserade provtagningsprogrammet. Log-reduktion kan bara ges under tiden provtagningsprogrammet följs.	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Införa utvidgad mikrobiologisk analys av råvatten med samma parametrar som anges i det riskbaserade provtagningsprogrammet, samma frekvens som anges för renvattnet	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärden	0,5b + 0,5v + 0,25p
Införa on-line mätning av råvattenkvalitet	Överskridande av kritisk gräns leder till nedanstående åtgärd utan tidsfördröjning	
	Automatisk avstängning av råvattentillförsel från aktuell källa	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Manuell avstängning av råvattentillförsel från aktuell källa	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Byte av vattenkälla	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärden	0,5b + 0,5v + 0,25p
Summamax	Totalt max för alla övervakningsåtgärder	0,75b + 0,75v + 0,5p

2.2.2 Åtgärder i vattentäkten

För varje typ av råvattentäkt finns en tabell med vilka åtgärder som kan ge log-reduktion (tabell 2.4, 2.5, 2.6 och 2.7). För varje del finns även maxbegränsningar. Åtgärder i täkten kan vara mycket viktiga, vilket kan visas i en risk- och sårbarhetsanalys för täkten och som alltid bör göras som komplement till MBA. En väl genomgången risk- och sårbarhetsanalys med efterföljande åtgärder är mycket viktiga även om det inte ger någon log-reduktion i MBA, som exempel kan nämnas förhindrande av översvämning av uttagsbrunnar. Generellt är det bra att vara restriktiv med tilldelning av log-reduktion för själva täkten eftersom det ju ofta inte innebär en faktisk rening av råvattnet. I de svenska dricksvattenföreskrifterna (SLVFS 2001:30) betraktas inte heller täkten som en barriär. Vid genomgång av villkoren syns också att det inte är speciellt lätt för de vanligaste svenska vattentäktstyperna att erhålla någon större log-reduktion i detta skede.

Tabell 2.4 Log-reduktion för nya åtgärder i råvattentäkt – Insjöar (No tabell 2.4)

Åtgärdstyp	Detaljerad åtgärdsinformation	Log-reduktion
Reduktion av förorenings-tillförsel till vattentäkten	Sanering av alla avloppsutsläpp till vattentäkten och till vattendrag som leder direkt till vattentäkten	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Installation av slutna avloppssystem (slutna tankar) för alla utsläpp i vattentäkten och tillrinningsområdet alternativt bortledning av avloppsvatten från tillrinningsområdet	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Uppsättning av stängsel för att hindra betesdjur samt hundar att komma i direktkontakt med vattentäkten, uppsättning av avfallsbehållare inklusive hundlatriner i tillrinningsområdet	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärdstypen	0,75b + 0,75v + 0,5p
Restriktioner för aktiviteter i vatten-täkt och tillrinnings-område	Förbud (ev restriktioner) mot betesdjur i tillrinningsområdet	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Förbud mot potentiellt förorenande aktiviteter i tillrinningsområdet t.ex. boningshus, stugor och motortrafik	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Förbud mot (ev restriktioner) användande av vattentäkten för båtsport, badning och annan aktivitet t.ex. motoranvändning	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärdstypen	0,75b + 0,75v + 0,5p
Åtgärder knutna till vattenintaget	Sänkning av råvattenintag till ett djup som garanterar att språngskiktet inte når ner dit annat än under cirkulationsperioderna	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Flytt av råvattenintag så att hydrauliska studier kan visa att tillförsel av avloppsvatten och avföring från betesdjur via vattendrag påverkar intaget i obetydlig grad	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärdstypen	0,5b + 0,5v + 0,25p
Summamax	Totalt max för alla åtgärder inklusive övervakning från tabell 2.3	2,0b + 2,0v + 1,25p

Tabell 2.5 Log-reduktion för nya åtgärder i råvattentäkt – Grundvatten (No tabell 2.5)

Område	Detaljerad åtgärdsinformation	Log-reduktion
Vattentäktsson	Inhängning och låsning av området runt uttagsbrunnarna	0,25b + 0,25v + 0,25p
	Maximal summerad log-reduktion för området	0,25b + 0,25v + 0,25p
Primär skyddszon	Förbud mot alla former av avloppsutsläpp till marken som till exempel infiltrationsanläggningar och spridning av avloppsslam	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Förbud mot alla former av jordbruksdrift i området som till exempel vallodling, gödsling, användande av bekämpningsmedel och som betesmark för husdjur	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Förbud mot nybyggnation och andra potentiellt förorenande aktiviteter som till exempel bostadshus, stugor, motortrafik och all form av deponering	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för området	0,75b + 0,75v + 0,5p
Sekundär skyddszon	Förbud mot alla former av avloppsutsläpp till marken som till exempel infiltrationsanläggningar och spridning av avloppsslam	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Förbud mot alla former av jordbruksdrift i området som till exempel vallodling, gödsling, användande av bekämpningsmedel och som betesmark för husdjur	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Förbud mot nybyggnation och andra potentiellt förorenande aktiviteter som till exempel bostadshus, stugor, motortrafik och all form av deponering	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för området	0,5b + 0,5v + 0,25p
Brunnsutformning	Skydd av brunn med hus som har tätt golv och tätning mot brunnsrör	0,5b + 0,5v + 0,25p
	För bergborrhade brunnar: Fullständig tätning mellan foderrör och berg	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Höjning av brunnsrör till minst 40 cm över marknivå samt tätt lock	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Maximal summerad log-reduktion för åtgärderna	0,5b + 0,5v + 0,25p
Summamax	Totalt max för alla åtgärder inklusive övervakning från tabell 2.3	2,0b + 2,0v + 1,25p

Vattentäktssonen motsvaras ganska väl av Norges *Sone 0* eller brunnsområdet på 10–30 m från uttagpunkten.

Den *primära skyddszonens* yttre gräns för ytvatten begränsas av minst 12 timmars rinntid vid högflöden (beror även på övervakning och åtgärder) och inkluderar en strandzon på 50 m (motsvarande minst en uppehållstid på 100 dygn i marken). För grundvatten innebär detta att den yttre gränsen sätts till 100 dygns uppehållstid som ska jämföras med Norges 60 dygn vid fullt uttag för *Sone 1*.

Den *sekundära skyddszonens* yttergräns för ytvatten i Sverige har en rinntid på 12 timmar vid högflöden till den primära zonen samt 100 dygns uppehållstid för grundvatten till den primära skyddszonen (minst 100 m total strandzon). Detta innebär att zonens yttre gräns för grundvatten har 200 dygns rinntid till uttagpunkten. Detta ska jämföras med Norges *Sone 2s* yttre gräns som omfattas av det vatten utanför den primära zonen som kan nå brunnen och påverka vattenkvaliteten.

Tabell 2.6 Log-reduktion för nya åtgärder i råvattentäkt – Älv och bäck

Åtgärdestyp	Detaljerad åtgärdsinformation	Log-reduktion
Åtgärder knutna till råvatten från älv och bäck	Fysiska åtgärder ger ingen log-reduktion	0b + 0v + 0p
	Övervakningsåtgärder från tabell 2.3 erhålls bara om de leder till att råvattenintaget stängs	Se tabell 2.3
Summamax	Totalt max för alla åtgärder inklusive övervakning från tabell 2.3	0,75b + 0,75v + 0,5p

Tabell 2.7 Log-reduktion för konstgjord infiltration av ytvatten (No tabell 2.6)

Det infiltrerade vattnets uppehållstid i mättad och omättad zon	Max log-reduktion
>60 dygn	3,0b + 2,5v + 3,0p
30–60 dygn	2,5b + 2,0v + 2,5p
15–30 dygn	2,0b + 1,5v + 2,0p
3–15 dygn	1,5b + 1,0v + 1,5p
Totalt max för alla åtgärder inklusive övervakning från tabell 2.3	Se ovan

För kortare infiltrationstid än 3 dygn skall råvattnet hanteras som om det vore ytvatten, antingen från sjöar (tabell 2.4) eller älv och bäck (tabell 2.6). I den svenska lagstiftningen betraktas ett infiltrerat vatten med minst 14 dagars uppehållstid, minst 40 m mellan infiltrationspunkt och uttag samt minst 1 m omättad zon som ett grundvatten. Infiltrerat vatten där dessa villkor inte uppfylls betraktas i stället som ett ytvatten och infiltrationen som en barriär. I Norge kan man däremot se det på två sätt oavsett infiltrationstid: antingen är det ytvattnet som är råvattnet och infiltrationen utgör en barriär vars effektivitet är beroende av infiltrationstiden, eller så är det det konstgjorda grundvattnet som är råvattnet och då räknas inte infiltrationen som barriär. Eftersom råvattnets kvalitet skiljer sig åt blir barriärhöjdskraven olika.

Steg 2 i bedömningen närmar sig sitt slut i och med att övervakning och åtgärder i vattentäkten summeras.

3 Avskiljande barriärer (steg 3)

MBA är uppbyggt så att avskiljande och inaktiverande barriärer hanteras separat. Den ursprungliga utgångspunkten vid verktygets uppbyggnad var att säkerställa en tillräcklig desinfektion i slutet av processen. Tidigare har det av den anledningen varit risk att desinfektion och då speciellt UV favoriserats jämfört med avskiljande processer. Ändringarna i metoden som genomförts till denna version har mjukat upp detta så att avskiljande barriärer inte diskrimineras. Tänk dock på att det alltid är bäst att kombinera barriärer som bygger på olika principer för att få bäst säkerhet.

I de fall det finns ett kemiskt oxidationssteg före eller i processen kan beräkningar för detta göras i enlighet med beräkningarna för inaktiverande barriärer i kapitel 4. En kombination av till exempel ozonering och biofiltrering delas upp så att biofiltreringsdelen tas med i de avskiljande processerna i detta kapitel och ozondelens bidrag räknas ut i nästa kapitel.

Beräkningarna går ut på att bedöma de avskiljande barriärernas effektivitet och resultatet förutsätter att övervakningen är god. Om övervakningen av barriärernas funktion inte är fullgod så resulterar det senare i ett avdrag från den log-reduktion som initialt räknats fram för barriärens effektivitet.

De ändrade värdena för vissa barriärer samt konstruktionen med avdrag för otillräcklig övervakning ger sannolikt en lägre log-reduktion för en del vattenverk i jämförelse med resultaten från tidigare versioner av verktyget.

3.1 Effektivitet avskiljande barriärer

De vanligaste barriärerna som används i vattenverk har fått en effektivitetsklassning i tabell 3.1. Den angivna log-reduktionen förutsätter att det finns kännedom om hur processen fungerar och då räcker det inte med enstaka stickprov utan det krävs on-linemätning. Om on-linemätning saknas kan det vara lämpligt att installera det eller åtminstone genomföra en provtagningskampanj för att undersöka om det sker avvikelser vissa delar av dygnet, veckodagar eller årstider. Om andra reningstekniker än de som tagits upp i tabellen används behöver en bedömning göras från fall till fall i hur effektiv den är. Som tidigare gäller det att vara sträng i bedömningen: finns inte data bör log-reduktionen sänkas jämfört med angivna värden i tabellen. I jämförelse med tidigare versioner är de nominella porvidderna ändrade och vissa log-reduktioner justerade.

Vid vattenverk där det finns flera barriärer samt där övervakningen och justeringsmöjligheterna för varje enskild barriär är mycket god så kan barriärerna betraktas som oberoende av varandra. Detta kräver att varje barriär övervakas on-line, justeras samt följs upp separat så att optimal funktion säkerställs utan tidsfördröjning. Det innebär även att parallella linjer måste mätas separat och inte på ett summaflöde för att problem skall kunna upptäckas och åtgärdas snabbt. Syftet med larm är här att åtgärder ska kunna vidtas innan det uppstår oönskade konsekvenser som till exempel överskridande av kritiska gränser. Överskrider kritiska gränser är tidsfördröjningen alltså för stor. En större störning som påverkar efterföljande steg kan göra att även dessa steg fungerar sämre än normalt och barriärerna är då inte oberoende av varandra. Störningssituationer måste därför utvärderas separat för att avgöra hur mycket reningen försämras och hur efterföljande steg påverkas. Om reningsstegen anses som oberoende av varandra kan den angivna log-reduktionen för respektive barriär summeras. Om de inte är oberoende måste de summerade barriärerna maxbegränsas.

Tabell 3.1 Log-reduktion för behandlingsmetoder som syftar till partikelseparation (No tabell 2.8)

Vattenbehandlingsmetod	Max log-reduktion
Snabbfiltrering utan fällning , filtreringshastighet <7,5 m/h Gäller även biofilter, jonbytare och marmorfilter Gäller även för kombination av fällning+filtrering om turbiditeten $\geq 0,2$ NTU	0,5b + 0,25v + 0,5p
Membranfiltrering , MF med en nominell poröppning <100 nm, intakta membran	2,0b + 1,0v + 2,0p
Membranfiltrering , UF med en nominell poröppning <40 nm, intakta membran	2,5b + 2,0v + 2,5p
Membranfiltrering , NF med en nominell poröppning <5 nm, intakta membran	3,0b + 3,0v + 3,0p
Långsamfiltrering , filterhastighet <0,5 m/h	2,0b + 2,0v + 2,0p
Fällning med direktfiltrering Utgående turbiditet alltid <0,2 NTU (on-line mätning)	2,25b + 1,5v + 2,25p
Fällning med direktfiltrering Utgående turbiditet alltid <0,1 NTU (on-line mätning) Färgreduktion vid humusavskiljning skall vara >70 %.	2,5b + 2,0v + 2,5p
Fällning, sedimentering och filtrering Utgående turbiditet alltid <0,2 NTU (on-line mätning)	2,5b + 1,75v + 2,5p
Fällning, sedimentering och filtrering Utgående turbiditet alltid <0,1 NTU (on-line mätning) Färgreduktion vid humusavskiljning skall vara >70 %.	2,75b + 2,25v + 2,75p
Direktfällning på MF membran Intakta membran samt säkerställd virusavskiljning krävs Utgående turbiditet alltid <0,1 NTU (on-line mätning) Färgreduktion vid humusavskiljning skall vara >70 %.	3,0b + 2,5v + 3,0p
Direktfällning på UF membran Intakta membran samt säkerställd virusavskiljning krävs Utgående turbiditet alltid <0,1 NTU (on-line mätning) Färgreduktion vid humusavskiljning skall vara >70 %.	3,0b + 3,0v + 3,0p
Max log-reduktion för varje enskild avskiljande barriär som är oberoende av övriga barriärer	3,0b + 3,0v + 3,0p
Max log-reduktion för summan av barriärer som är beroende av varandra	3,0b + 3,0v + 3,0p

3.2 Säkerhetsavdrag för avskiljande barriärer

För att maximal log-reduktion för de avskiljande barriärerna skall kunna erhållas krävs att övervakning och strömförsörjning är fullgod. Vid säkerhetsbrister görs avdrag från den ovan erhållna log-reduktionen enligt tabell 3.2.

Minska log-reduktionen med den procentsats som erhålls från tabellen.

Steg 3 i bedömningen är klar när log-reduktionerna för avskiljande barriärer summerats och resultaten justerats för säkerhetsavdragen.

Tabell 3.2 Avdrag från den totala beräknade log-reduktionen från tabell 3.1 för avskiljande barriärer, orsakat av bristande övervakning och säkerhet (No tabell 2.9)

Åtgärdstyp	Driftsövervakningsnivå	Avdrag från log-reduktionen
On-line mätning av vattenkvalitet	Mätning av turbiditet, färg eller annan parameter som syftar till att övervaka att aktuell åtgärd fungerar som tänkt. Överskridande av kritisk gräns leder till larm och åtgärd utan tidsfördröjning:	
	On-linemätning saknas	- 40 %
	Manuell åtgärd, t.ex. justering av pH eller fällningskemikaliedos, så att normaldriften återställs	- 20 %
	Manuell avstängning av råvattentillförsel	- 10 %
	Automatisk avstängning av råvattentillförsel	- 0 %
Kontinuerlig övervakning av strömförsörjning	Kontinuerlig mätning och överföring av data till kontrollcentral angående strömtillförsel. Strömbortfall leder till larm och åtgärd:	
	Övervakning saknas	- 40 %
	Manuell avstängning av råvattentillförsel	- 20 %
	Automatisk avstängning av råvattentillförseln	- 0 %
	Manuell start av reservaggregat	- 20 %
	Automatisk start av reservaggregat/UPS	- 0 %
Maxavdrag		- 80 %

4 Inaktiverande barriärer (steg 4)

Beräkning av desinfektionens effektivitet och säkerställandet av att vattnet faktiskt desinficeras på rätt sätt vid varje tidpunkt utgör huvuddelarna i Steg 4: Inaktiverande barriärer. De vanligaste desinfektionsmetoderna går ut på att förändra de organiska ämnen i vattnet på kemisk väg eller med UV-ljus. Kemiska desinfektionsmedel oxiderar organiskt material och detta påverkar mikroorganismer eftersom de består av organiska molekyler som efter behandlingen inte längre fungerar som de brukar. UV-ljus skapar nya felaktiga kemiska bindningar i mikroorganismernas genetiska material. Det finns även metoder som kombinerar flera olika sätt att påverka det organiska materialet.

- *Fördesinfektion* innebär att vattnet påverkas före annan behandling i vattenverket. Ibland är det den oxiderande effekten på annat material som humus och järn som är syftet och som bonus påverkas även mikroorganismerna.
- *Primärdesinfektion* är det som vanligen kallas desinfektion. Syftet är att inaktivera mikroorganismerna, eventuellt andra effekter är av sekundär betydelse.
- *Sekundärdesinfektion* innebär att den kemiska tillsatsens syfte inte är att direkt inaktivera mikroorganismerna utan syftet är i stället att hindra tillväxt i ledningsnätet.

Det som påverkar desinfektionens effektivitet är hur mycket partiklar och organiskt material som finns i vattnet, kontakttid, koncentrationen av desinfektionsmedlet, strömningsbilden i kontakttankar samt vattnets temperatur, pH och kemiska sammansättning. Mikroorganismer utgör en del av det organiska materialet. Partiklar och organiskt material i vattnet kan förbruka en stor del av desinfektionsmedlet och det kan dessutom "skärma av" och skydda mikroorganismerna. Generellt gäller regeln att ju renare vattnet är desto effektivare fungerar desinfektionen. Det motsatta förhållandet blir mycket viktigt i de situationer då reningen i vattenverket inte fungerar som avsett eller då råvattnet är sämre än vanligt eftersom alla reningssteg påverkar de efterföljande stegen.

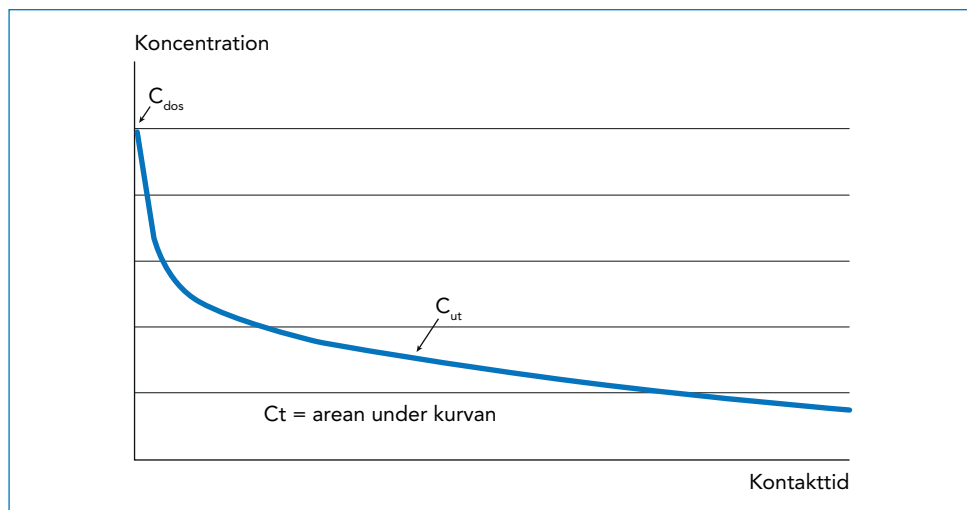
I detta kapitel ges först en mycket kort sammanfattning av kemiska desinfektionsmetoder och därefter följer beräkningarna för kemisk desinfektion. Senare i kapitlet kommer en bakgrundsbeskrivning av UV desinfektion följt av beräkningarna som gäller för UV-ljus. När det gäller den kemiska desinfektionen är detta beroende av vilken kemikalie som används. Varje typ av kemikalie har till viss del egna beräkningsmetoder och egna avsnitt för beskrivning av de formler som då används. Upplägget är att beräkna hur bra log-reduktion desinfektionen normalt ger inklusive maxbegränsningar och därefter ge avdrag från detta om det finns risk att desinfektionen inte kan vidmakthållas hela tiden. För utförligare beskrivningar av desinfektion är det lämpligt att gå till de ursprungliga ODP-rapporterna samt de UV-rapporter som tagits fram av Norsk Vann samt Svenskt Vatten (Ødegaard 2006a, 2006b, 2009a, Eikebrokk 2008, Eriksson 2009).

4.1 Kemisk desinfektion

4.1.1 Barriäreffekt (Ct-värde) vid kemisk desinfektion

I desinfektionssammanhang är det inte primärt den tillsatta dosen (C_{dos}) av en kemikalie som är avgörande för effektiviteten utan den halt som påverkar mikroorganismerna (C_{ut}), se figur 4.1. En del av den tillsatta dosen kommer att förbrukas snabbt direkt efter tillsatsen (IF = initialförbrukning) för en generell oxidation även av annat än mikroorganismer. Den höga doserade koncentrationen kvarstår bara under en mycket kort tid och efter den initiala snabba förbrukningen avklingar den resterande halten

desinfektionsmedel långsammare. Tidsperspektivet för de bägge faserna är olika för olika desinfektionsmedel. För värderingen av desinfektionens effektivitet har den längre fasen med långsammare förbrukning ibland större betydelse än den snabba initiala fasen. Detta gäller till exempel fritt klor där initialförbrukningen sker mycket snabbt och därför ger mycket litet bidrag till desinfektionen. För monokloramin är avklingningen betydligt långsammare och även den initiala fasen har betydelse. Vid beräkning av ett kemiskt desinfektionsmedels effektivitet används begreppet Ct-värde. Det är den koncentration som mikroorganismerna faktiskt utsätts för vid varje tidpunkt (C_{ut}), multiplicerat med tiden. Se figur 4.1 för en illustration av Ct.



Figur 4.1 Illustration av desinfektionsmedelsförbrukning efter tillsats, C_{ut} är koncentrationen vid respektive kontaktid, Ct-värdet är arean under kurvan (No figur V1.3)

När det gäller desinfektion med klor är en god tumregel i vägledningen till de norska dricksvattenföreskrifterna att det efter 30 minuter ska finnas kvar minst 0,05 mg Cl_2/l mätt som fritt klor. Då har minst 1,5 mg · min/l i Ct-värde uppnåtts, även om detta inte alls tar hänsyn till den högre halt som finns strax efter tillsatsen. I alla beräkningar i MBA och även i den svenska datorbaserade modellen QMRA är det halterna av *fritt* klor som skall användas. Tyvärr är det få som mäter fritt klor i Sverige och om totalt klor används i beräkningen så finns stor risk att desinfektionen inger en falsk säkerhet.

Visste du att

Det finns exempel på ytvattentäcker som inte omsätter ammonium fullt ut under vintern och där reningsstegen inte avlägsnat det heller. Detta fenomen kan resultera i att en stor del av tillsatt hypoklorit binds som monokloramin i stället för att oxidera sönder mikroorganismer. Med enbart mätning av totalt klor så ser då allt ut som det ska men i verkligheten har desinfektionseffektiviteten sjunkit drastiskt eftersom det uppstått en ofrivillig sekundärdesinfektion i stället för den önskade primärdesinfektionen. Tack vare mätning av fritt klor kan liknande problem upptäckas i ett tidigt skede.

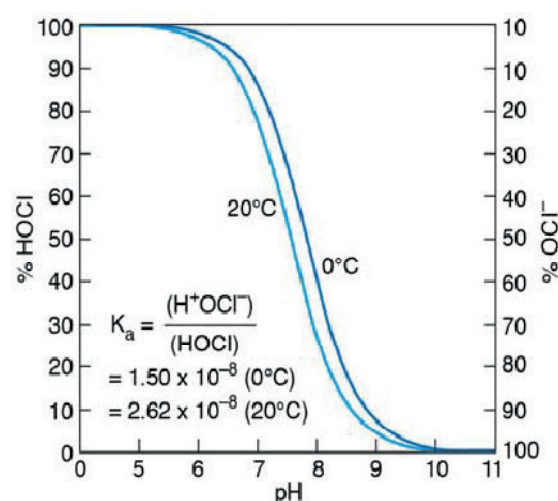
Tiden (t) i Ct-beräkningen är den tid (i minuter) mikroorganismerna i vattnet utsätts för den aktuella koncentrationen. Det kan vara lockande att tänka att denna tid motsvaras av tankvolymen delat på den hastighet med vilken tanken töms (V/T). Detta är sant endast då vattnet rör sig i ett perfekt pluggflöde, dvs att ingen omblandning sker.

Vanligtvis uppstår dock strömmar i tanken vilket gör att en del av vattnet kommer passera genom tanken betydligt fortare. För att inte överskatta kontakttidens längd och därmed desinfektionseffekten använder man i MBA måttet t_{10} för att beskriva uppehållstiden, och det än denna tid som ska användas i Ct -värdet. Tiden t_{10} är den tid det tar för de snabbaste 10 % av vattnet att passera igenom tanken. Det bästa är att göra spårämnesförsök och mäta när 10 % av vattnet kommit igenom, då får man bäst mått på t_{10} . I avsnitt 4.2.1 presenteras hjälpmedel för bedömning av t_{10} om det inte finns mätningar att tillgå.

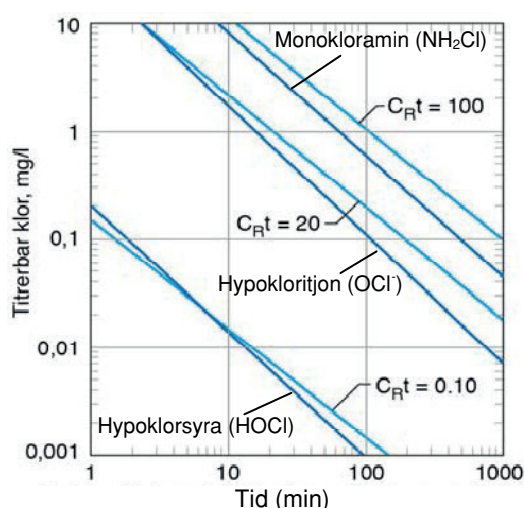
Motsvarande kurva som i figur 4.1 kan användas för olika kemiska desinfektionskemikalier. Skillnaden är formen då vissa desinficerande ämnen reagerar snabbare och andra långsammare, enheterna ändras också beroende på ämne. Formlerna för beräkning av Ct -värdet mm ser olika ut för respektive ämne och presenteras senare i detta kapitel.

4.1.2 Klordesinfektion

Generellt ökar desinfektionseffektiviteten för hypoklorit och klorgas när pH sjunker beroende på att klorat omvandlas mellan olika molekyler som har olika effekt. Molekylen HOCl som dominerar vid sura förhållanden är effektivare än OCl^- som förekommer vid basiska förhållanden. Se figur 4.2 för en fördelningskurva mellan HOCl och OCl^- som funktion av pH. Även temperaturen påverkar kloreringens desinficerande effekt vilket visas i skillnaden mellan de två kurvorna i figur 4.2.



Figur 4.2 Fördelning mellan HOCl och OCl^- som funktion av pH vid olika temperaturer (White 1985, No figur V1.5)



Figur 4.3 Skillnad i nödvändig kontakttid för att uppnå 2-logs reduktion med olika klorföreningar. (White 1985, No figur V1.6)

De olika klorföreningarnas desinficerande effekt summeras för att få den totala effekten. Desinfektionseffekten från HOCl är i storleksordningen 100 ggr effektivare än den från OCl^- och denna stora skillnad gör att vid surt och neutralt pH är bidraget från OCl^- litet i summeringen. Om pH varierar i vattnet varierar också den desinficerande effekten efter ungefär samma kurva som i figur 4.2, även om enheten och skalan på Y-axeln behöver ändras till desinfektionseffektivitet. I figur 4.3 visas skillnader i nödvändig kontakttid för att uppnå 2-logs reduktion av *E. coli* med olika klorföreningar.

Monokloramin bildas genom blandning av hypoklorit och ammonium, antingen direkt i vattnet eller genom förtillverkning på plats. Vid rätt blandningsförhållande och pH (klor:ammonium i viktförhållande 4:1 och $pH > 8$) är reaktionen mycket snabb och risken för bildning av andra föreningar liten. Om pH är för lågt eller blandningsförhållandet fel så kan det kraftigt klorluktande dikloramin och kvävetriklorid bildas i

stället. Risken för bildning av kloreringsbiprodukter som trihalometaner är liten men det kan bildas klorerade ättiksyror samt nitrit i nätet. Kloramin har nästan ingen desinfektionseffekt och det krävs mycket långa uppehållstider för att det ska bli någon log-reduktion att tala om (se figur 4.3). Ämnet används inte för primärdesinfektion utan enbart för sekundärdesinfektion. Ute i ledningsnätet kan kloramin ha en tillväxt-dämpande effekt på biofilmen, men det utgör inget skydd mot inläckande material.

Klördioxid är ett mycket effektivt oxidationsmedel vars desinfektionseffekt är oberoende av pH. Ämnet tillverkas på plats genom blandning av klorit och klorgas (i överskott). Med klördioxid bildas inga trihalometaner i reaktion med organiskt material, vilket det gör med hypoklorit. Det bildas heller inte bromater som användning av ozon kan göra. En nackdel med klördioxid är dock att det kan bildas oönskade oorganiska klorföreningar som klorit och klorat.

4.1.3 Ozondesinfektion

Ozon är mer effektivt än klor för desinfektion av alla typer av mikroorganismer. Det är sällan dosen överstiger 0,5–1,0 mg O_3 /l när desinfektion är syftet men ozon används även för färgreduktion och då är doserna betydligt högre. Vid färgreduktion är det de färgade humusmolekylerna som oxideras sönder och det krävs ca 1 mg O_3 /mg TOC vilket gör att halter på 5 mg O_3 /l inte är ovanligt. Även om doserna är höga vid färgreduktion så blir ju initialförbrukningen stor (den snabba haltminskningen i början av kurvan i figur 4.1) eftersom förhållandesvis mycket annat material som humus oxideras och desinfektionseffekten kan därför ändå vara liten. De organiska molekylerna som oxiderats sönder blir mycket lättnedbrytbara och måste avlägsnas i biologiska steg efter ozonkontakttankarna för att vattnet skall bli biostabilt i ledningsnätet.

För ozon är utformningen av kontakttankarna viktig eftersom ozonet är en gas som skall lösa sig i vattnet för att ha effekt. Fungerar inte kontakten mellan gasbubblorna och vattnet som det ska så kan det bli mycket dåligt utnyttjande av ozonet. När ozonet gjort sitt måste överskottet avlägsnas och destrueras. En nackdel med ozon är att det kan bildas otrevliga bromater om vattnet innehåller bromid.

4.2 Effektivitet för kemisk desinfektion

Beräkningarna för den kemiska desinfektionens effektivitet tar hänsyn till uppehållstid, temperatur, dos, initialförbrukning, pH, vattnets innehåll av organiskt material mm. Alla dessa parametrar påverkar resultatet men gör samtidigt att beräkningarna kan användas även för desinfektionssteg före eller i processen. Det högre innehållet av organiskt material i ett obehandlat vatten ger en högre initialförbrukning samt snabbar avklingning jämfört med desinfektion efter reningssteg. Om fördesinfektionen enbart används ibland bör MBA-bedömningen göras som för två separata fall eftersom råvattenkvalitetens variation sannolikt leder till olika barriärhöjder samt att fördesinfektionen påverkar alla efterföljande steg.

För bedömning av effekten av en desinficerande kemikalie behöver koncentrationen och uppehållstiden bestämmas. Koncentrationen varierar med tiden eftersom kemikalien förbrukas (figur 4.1). Strömningsmönster, nivåer och flöden påverkar tiden som mikroorganismerna utsätts för kemikalien.

4.2.1 Beräkning av tiden (t) till Ct

För att komma fram till ett Ct-värde behöver vattnets uppehållstid (t) i kontakttanken beräknas. Eftersom vattnet blandas om i tanken har inte allt vatten exakt samma kontakttid. För beräkningarna av Ct-värdet används den tid som 90 % av vattnet är i kontakttanken, endast 10 % av volymen får passera snabbare och därmed vara sämre desinficerat. I de fall det inte finns försök som visar vilken hydraulisk faktor (F_h) som

existerar i den egna anläggningen kan tabell 4.1 användas som vägledning till val av t_{10}/T . I de fall det förekommer seriekopplade reaktorer behövs dessutom en seriefaktor (tabell 4.1). Den hydrauliska faktorn och seriefaktorn multipliceras med tiden T för att få en justerad uppehållstid, t . Den hydrauliska faktorn t_{10}/T används till beräkning av C_t -värdet. För beräkning av nedbrytningskonstanter och koncentrationer används i stället faktorn t_m/T . Den hydrauliska faktorn t_m/T är baserad på tiden då 50 % av tillsatt spårämne har passerat kontakttankarna.

Uppehållstiden (t) som används till beräkning av C_t blir

$$t = (V/Q) \cdot F_h \cdot F_s$$

där

t = effektiv uppehållstid (min)

V = volymen av kontakttanken (m^3)

Q = dimensionerande flöde (m^3/min)

$T = V/Q$ = teoretisk uppehållstid

$F_h = t_{10}/T$ = hydraulisk faktor

F_s = Seriefaktor

Tabell 4.1 Vägledande värden för hydraulisk faktor, F_h , samt seriefaktor, F_s , i vattentankar (No tabell 3.2)

Grad av pluggflöde	Hydraulisk faktor, F_h		Beskrivning	Seriefaktor, F_s Antalet seriekopplade tankar		
	t_{10}/T	t_m/T		1 st	2 st	3 st
	Anv. till C_t	Anv. till IF, k , C_i och C_{ut}				
Ingen (Ideal blandning)	0,1	0,3	Inga ledväggar. Full omblandning Hög in och utloppshastighet Lågt längd/breddförhållande	1,0	2,0	2,5
Dålig	0,3	0,4	Inga ledväggar Ett eller flera in och utlopp	1,0	1,8	2,0
Medel	0,5	0,5	Skärmat inlopp eller utlopp Några väggar i tanken	1,0	1,5	1,8
Ganska bra	0,7	0,7	Skärmat in och utlopp Ledväggar i tanken Högt längd/breddförhållande	1,0	1,3	1,4
Mycket bra	0,9	0,9	Skärmat in och utlopp Ledväggar i tanken Mycket högt längd/breddförhållande	1,0	1,1	1,1
Perfekt	1,0	1,0	Rörströmning	1,0	1,0	1,0

Exempel

Det finns 3 lika stora tankar med en teoretisk uppehållstid $T = V/Q = 10$ min i varje (30 minuter totalt), där alla har dålig grad av pluggflöde vilket ger en hydraulisk faktor (till C_t) på $t_{10}/T = 0,3$. Den effektiva uppehållstiden t i C_t blir då:

$$t = \text{Teoretisk tid} \cdot \text{Hydraulisk faktor} \cdot \text{Seriefaktor} = 30 \text{ min} \cdot 0,3 \cdot 2,0 = 18 \text{ min}$$

Om kontakttankarna är höga smala kolonner, vilket är vanligt för ozon, så fungerar tabell 4.1 dåligt. Använd då istället tabell 4.3 som är placerad i avsnittet för beräkning av C_t för ozon.

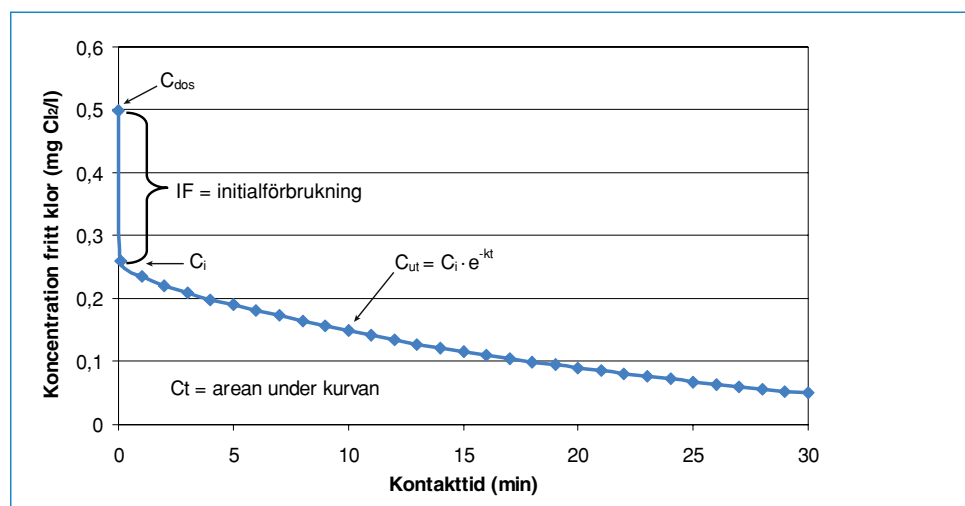
I de fall det finns flera segment/delar i en kontakttank för kemisk desinfektion kan koncentrationsberäkningarna antingen göras separat för varje del eller så kan den effektiva uppehållstiden (t) för samtliga segment summeras ($t_{\text{tot}} = t_1 + t_2 + t_3$). Om segmenten har olika hydrauliska faktorer bör varje segments effektiva uppehållstid beräknas separat varefter de sedan summeras. Om det finns mätningar mellan segmenten är det bra att beräkna enskilda nedbrytningskonstanter (k) för varje del (se nedan) eftersom det ökar noggrannheten i den totala beräkningen.

4.2.2 Klorgas och hypoklorit – Beräkning av Ct

Följande koncentrationsberäkningar gäller då klorgas eller hypoklorit används för desinficering. För enkelhetens skull kallas det bara klor i texten eftersom de aktiva klorföreningarna i vattnet är desamma oavsett vilken kemikalie som sattes till från början. Beräkningen av klorkoncentrationen över tiden baseras på halten *fritt* klor ($\text{mg Cl}_2/\text{l}$). Även bundet/totalt klor anges i enheten $\text{mg Cl}_2/\text{l}$. Om mätningar av fritt klor inte finns tillgängligt kan inte nedanstående formler användas. Används totalt klor i beräkningarna är risken stor att desinfektionseffektiviteten överskattas kraftigt. Med vissa analysmetoder kan mätning av både totalt och fritt klor störas (falskt förhöjda klorhalter) även av ganska låga halter av järn. Halten järn kan således behöva följas för att med säkerhet veta vilken desinfektionseffekt som kan förväntas.

I figur 4.4 illustreras hur klor vid tillsats reagerar mycket snabbt med diverse ämnen och partiklar i vattnet vilket ger en initialförbrukning (IF). Den första initiala fasen som syns i figur 4.1 är så kort att den i stort sett bara blir ett streck rakt ner, jämför figur 4.1 och 4.4. Även om tiden för IF är kort så har den en inaktiverande effekt. I beräkningarna är detta dock inte med utan utgör en säkerhetsmarginal i metoden. Koncentrationen i samband med tillsatsen (C_{dos}) minskar med IF och ger ett nytt initialvärde för klorkoncentrationen (C_i). Den fortsatta nedbrytningen går sedan långsammare och koncentrationen i varje tidpunkt (C_{ut}) bestäms bland annat av en nedbrytningskonstant (k). Nedbrytningskonstanten är beroende av dosen samt vattenkvaliteten.

Figur 4.4 Illustration av hur den doserade halten klor delvis förbrukas snabbt initialt och hur det därefter sker en långsammare avklingning (No figur 3.2)



Följande formler används för beräkningarna av koncentrationerna:

$$C_i = C_{\text{dos}} - \text{IF} \quad \text{den nya initialkoncentrationen}$$

$$C_{\text{ut}} = C_i \cdot e^{-kt} \quad \text{koncentrationen vid varje ny tidpunkt (t), beräknat från } t_m / T \text{ samt seriefaktorn i tabell 4.1}$$

Initialförbrukningen (IF) och nedbrytningskonstanten (k) som behövs till dessa beräkningar kan bestämmas på flera olika sätt. Det bästa är att göra mätningar på det egna vattnet men om det inte finns data kan generella formler användas istället. Eftersom förutsättningarna för IF och k varierar med olika driftssituationer och med olika vattenkvaliteter under året bör beräkningar och mätningar följas upp.

Alternativ 1: Bestämning av IF och k för klor genom mätningar

I ODP II (Ødegaard 2009a) finns beskrivning av hur IF och k kan bestämmas genom laboratorieförsök på det egna vattnet. Finns det två mätpunkter för fritt klor med en väldefinierad tid mellan (t.ex in och ut ur klorkontaktanken) kan k även bestämmas utifrån det:

$$k = - [\ln (C_{ut} / C_i)] / t$$

sätt C_i = inloppshalten fritt klor och C_{ut} = utloppshalten fritt klor

t beräknas med hjälp av t_m/T samt seriefaktorn i tabell 4.1

Anledningen till att den hydrauliska faktorn t_m/T skall användas här är att den är anpassad till då 50 % passerat i stället för då 10 % passerat, vilket spelar störst roll vid inget eller dåligt pluggflöde i tabell 4.1. Tiden då 50 % passerat stämmer bättre överens med de mätningar av in och utgående klorhalt som används i formeln.

Initialförbrukningen bestäms därefter genom:

$$IF = C_{dos} - C_i = C_{dos} - [C_{ut} / e^{-kt}]$$

där t bestäms med hjälp av t_m/T samt seriefaktorn i tabell 4.1

Eller så bestäms C_i direkt via:

$$C_i = C_{ut} / e^{-kt}$$

där C_i = beräknad initial koncentration vid tillsatspunkten, inte den uppmätta inloppshalten i beräkningen av k ovan. Om samma t och C_{ut} används som i beräkningen av k så blir det dock samma värde på C_i som den uppmätta inloppshalten. Även här skall t bestämmas från t_m/T samt seriefaktorn i tabell 4.1.

Alternativ 2: Bestämning av IF och k för klor genom teoretisk beräkning

Finns det inte två mätpunkter eller försöksdata tillgängligt så att faktiska värden på IF och k för det aktuella vattnet kan beräknas så kan teoretiska modeller framtagna i ODP II användas i stället:

$$IF_{klor} = 0,06 \cdot TOC + 0,36 \cdot C_{dos} + 0,08 \cdot (C_{dos} / TOC) - 0,12$$

som gäller om

$$C_{dos} = 0,25-3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$$

$$TOC = 0,5-6,0 \text{ mg/l}$$

Beräknat $IF \leq C_{dos}$ (Om IF blir större än dosen sätts $IF = C_{dos}$)

$$k_{klor} = 0,013 \cdot TOC - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / TOC + 0,022$$

som gäller om

$$C_i = 0,25-3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$$

$$TOC = 0,5-6,0 \text{ mg/l}$$

Beräknat $IF < C_{dos}$

Beräknat $k > 0,005$

Alternativ 3: Bestämning av IF och k för klor genom kombination av mätning och teoretisk beräkning

Finns data om dos och utgående koncentration kan IF först bestämmas teoretiskt enligt Alternativ 2 ovan. Då kan C_i beräknas ($C_i = C_{\text{dos}} - \text{IF}$; se ovan) och sedan används formeln för k i Alternativ 1. Detta är att föredra framför den helt teoretiska beräkningen i Alternativ 2 då osäkerheten i de teoretiska formlerna är mindre för IF än för k.

Beräkning av Ct för klor

Slutligen kan Ct beräknas antingen med utgångspunkt i C_i eller C_{ut} :

$$Ct = (C_i / k) \cdot (1 - e^{-kt})$$

där t beräknas med hjälp av t_{10}/T samt seriefaktorn i tabell 4.1

$$Ct = (C_{\text{ut}} / k) \cdot (e^{kt} - 1)$$

där t beräknas med hjälp av t_{10}/T samt seriefaktorn i tabell 4.1

Om det finns flera tankar eller flera segment i en tank med olika strömningsförhållanden (olika t) och olika nedbrytningskonstanter (k) beräknade från mätdata enligt Alternativ 2, är det bra att beräkna Ct-värdet för varje tank/segment separat och summa dem i slutet. Är nedbrytningskonstanten däremot samma i alla tankarna/segmenten kan Ct i stället beräknas med hjälp av t_{10}/T och seriefaktorn i tabell 4.1.

För kontroll av att Ct är i rätt storleksordning kan arean under kurvan liknas vid en triangel med C_i i ett hörn, nollpunkten i ett och koncentrationen noll vid tiden t vilket ger $Ct_{\text{kontroll}} = C_i \cdot t / 2$. Så länge utloppskoncentrationen inte är noll och tiden relativt kort (tid i klorkontakttank eller liknande, ej i distributionsnätet) kommer denna förenklade variant att fungera som jämförelse men den ger givetvis inte ett lika bra värde som de noggranna beräkningarna.

Ct-värdet används för beräkning av log-reduktionen enligt avsnitt 4.2.6. Slutligen justeras den beräknade log-reduktionen för maxbegränsningar och därefter säkerhetsbrister i avsnitt 4.3.

Kombination av klor och monokloramin

Vid användning av en kombination av hypoklorit och monokloramin är tillsatsordningen avgörande för funktionen. Tillsätts ammonium först (eller om det finns naturligt i vattnet) och därefter hypoklorit bör ingen desinfektionseffekt med hypokloriten räknas med eftersom det reagerar mycket fort och kloramin bildas. Det finns dock fall då en inte obetydlig halt fri klor kan mätas ändå och i de fallen kan den uppmätta halten fri klor användas till Ct beräkning för klor om analysfel (tex störande järn) kan uteslutas.

Info för kombination av hypoklorit och monokloramin

I de fall då hypokloriten tillsätts först och det finns en uppehållstid innan tillsatsen av ammonium så kan den uppehållstiden räknas till klordesinfektion. Tiden i kontakttanken ska räknas på samma sätt som för fritt klor. Var uppmärksam så att initialförbrukningen (IF) verkar stämma med utgående uppmätt halt fritt klor (före ammoniumtillsatsen). Om en beräknad initialförbrukning resulterar i en lägre C_i än det som verkligen mäts före ammoniumtillsatsen kan den uppmätta halten fritt klor användas till beräkning av Ct.

Efter ammoniumtillsats används beräkningarna för kloramin i avsnitt 4.2.3. Det är då den uppmätta halten fritt klor före ammoniumtillsats som skall användas som $C_i = C_{\text{dos}}$ enligt 4.2.3. Skillnaden mellan fritt klor och totalt klor

före ammoniumdoseringen ($C_{\text{förlust}}$) skall dras bort från mätningar av totalt klor som används senare i kloraminberäkningarna avsnitt 4.2.3. Anledningen är att denna del av det totala kloröverskottet troligen inte utgör kloramin utan andra klorföreningar med ytterligare sämre eller obefintlig desinfektionseffekt.

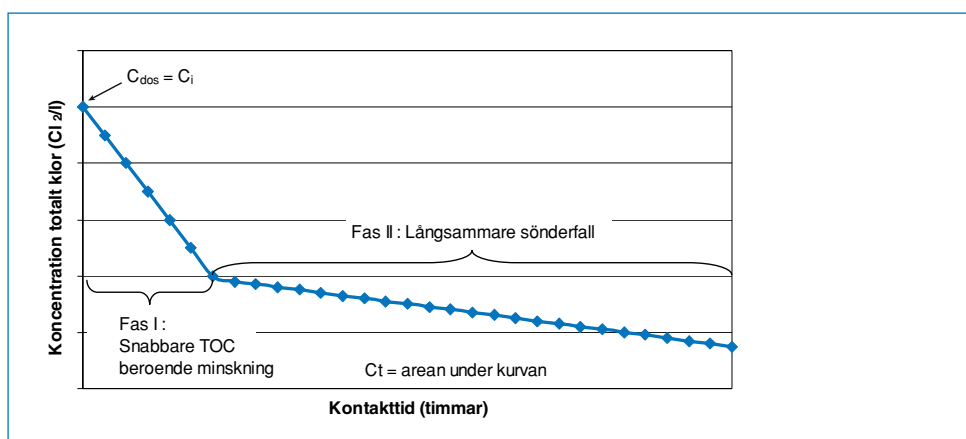
4.2.3 Kloramin – Beräkning av Ct

För mätning av kloramin är det den totala klorhalten (mg Cl_2/l) som skall mätas och alla koncentrationer i beräkningarna är baserade på halten totalt klor även om beteckningen C_{dos} med flera är samma som för desinfektion med klor. När kloramin används för sekundärdesinfektion erhålls inte samma snabba initialförbrukning (se figur 4.5) som då hypoklorit eller klorgas används vilket ger:

$$C_i = C_{\text{dos}}$$

där C_{dos} är dosen kloramin (mg Cl_2/l)

Den lilla mängd fritt klor som vid låg temperatur kan finnas en kort tid efter doseringen kan bortses ifrån. Nedbrytningshastigheten är även olika ute i den fria vattenmassan och vid ytor men den skillnaden används inte heller här. Förenklingarna ger en första fas med lite snabbare nedbrytning av kloramin som bland annat är beroende av halten organiskt material i vattnet samt sönderfall. Därefter följer en långsammare fas som i första hand beror på sönderfall (figur 4.5) och inte beror på vattenkvaliteten annat än att pH bör vara >8 och $\text{Cl}_2:\text{NH}_3\text{-N} < 5:1$ för att sönderfallet inte skall vara för snabbt. Varaktigheten på Fas I varierar men en tumregel är ca 5 timmar (300 min).



Figur 4.5 Schematisk presentation för nedbrytning av kloramin (No figur3.3)

Beräkningen av koncentrationen vid varje tidpunkt (C_{tid} , alltså punkterna i kurvan) beräknas med följande formler:

$$C_{\text{tid}} = C_{\text{dos}} - [k_{\text{Fas I}} \cdot t] \quad \text{för } t \leq 300 \text{ min}$$

$$C_{\text{tid}} = C_{\text{dos}} - [k_{\text{Fas I}} \cdot 300] - [k_{\text{Fas II}} \cdot (t - 300)] \quad \text{för } t > 300 \text{ min}$$

I beräkningarna är C_{dos} den tillsatta dosen kloramin (mätt som mg Cl_2/l).

Bestämning av k för kloramin

Värden på nedbrytningskonstanterna för de bägge faserna kan hämtas från tabell 4.2 om egna mätningar saknas. Egna mätdata är dock alltid bäst och samma sak som för klor gäller här: kontrollera konstanterna för olika driftssituationer och årstidsvariationer. Beräkning av konstanterna med egna mätdata sker med följande formler om halten totalt klor mäts efter 120, 600 och 1 200 minuter (2, 10 och 20 timmar):

$$k_{\text{Fas I}} = (C_{\text{dos}} - C_{\text{tid 120 min}}) / \Delta t \quad \text{där } \Delta t = (120-0) \text{ minuter}$$

$$k_{\text{Fas II}} = (C_{\text{tid 600 min}} - C_{\text{tid 1200 min}}) / \Delta t \quad \text{där } \Delta t = (1200-600) \text{ minuter}$$

Mätningarna kan givetvis göras vid andra tidpunkter om formeln justeras. Det viktiga är att mättidpunkterna har god marginal till övergången mellan de två olika nedbrytningsfaserna då denna kan flytta sig beroende på förutsättningarna.

Tabell 4.2 Föreslagna nedbrytningskonstanter för kloramin (No tabell 3.4)

Beskrivning	Nedbrytningskonstant	Värde [mg/(l * min)]
Fas I Vattenberoende och sönderfallsberoende fas	$k_{\text{Fas I}}$	$3,3 \cdot 10^{-5} \cdot (1 + \text{TOC})$ (Där TOC är i mg/l)
Fas II Sönderfallsberoende fas	$k_{\text{Fas II}}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$

Beräkning av Ct för kloramin

För beräkningen av Ct skall uppehållstiden för tankar och eventuella segment i dessa beräknas på samma sätt som tidigare beskrivits för klor (se bland annat tabell 4.1). Eftersom kloramin finns kvar i nätet kan dock även tiden i nätet fram till första konsument användas. Är första konsumenten på vattenverket blir det ingen större skillnad. Om nätet används som reaktor kan det betraktas som pluggflöde i rören och den hydrauliska faktorn (t_{10}/T) blir 1,0. Eftersom Fas I och Fas II har olika nedbrytningshastigheter behöver Ct-värdet för de bägge faserna räknas ut var för sig för att sedan summeras. Formlerna för Ct-beräkningen för de bägge faserna ser ut så här:

Fas I:

$$Ct_{\text{Fas I}} = [(C_{\text{dos}} + C_{\text{tid}}) / 2] \cdot t = [1/2 (2 \cdot C_{\text{dos}} - t \cdot k_{\text{Fas I}})] \cdot t$$

för $t \leq 300 \text{ min}$

Fas II:

$$Ct_{\text{Fas II}} = [(C_{\text{tid 300 min}} + C_{\text{tid >300 min}}) / 2] \cdot (t - 300) =$$

$$= [1/2 (2 \cdot C_{\text{dos}} - 2 \cdot 300 \cdot k_{\text{Fas I}} - t \cdot k_{\text{Fas II}} + 300 \cdot k_{\text{Fas II}})] \cdot (t - 300)$$

för $t > 300 \text{ min}$

Efter summering av Ct-värdena för de bägge faserna beräknas log-reduktionen i enlighet med beskrivningen i avsnitt 4.2.6. Slutligen justeras den beräknade log-reduktionen för maxbegränsningar och därefter säkerhetsbrister i avsnitt 4.3.

4.2.4 Klordioxid – Beräkning av Ct

Formler för beräkning av inaktiveringseffektivitet (Ct), effektiv uppehållstid (t), koncentrationsförändring (C_{ut}) och eventuell segmentering är desamma för klordioxid som för klor. Beräkningen av initialförbrukning (IF) samt nedbrytningskonstanten (k) är däremot specifika för klordioxid.

Bestämning av IF och k för klordioxid

Initialförbrukningen (IF) och nedbrytningskonstanten (k) är specifik för klordioxid. Mängden underlagsdata för formeln nedan är begränsad så det bästa är att göra egna mätningar, finns inte detta kan formeln dock vara en vägledning:

$$IF_{\text{klordioxid}} = 0,10 \cdot \text{TOC} + 0,61 \cdot [C_{\text{dos}}]^{0,2} + 0,14 \cdot (C_{\text{dos}} / \text{TOC}) - 0,20 / C_{\text{dos}}$$

som gäller om $C_{\text{dos}} > 0,25 \text{ mg/l}$ och $\text{TOC} \cdot C_{\text{dos}} > 1$

$$k_{\text{klordioxid}} = 0,10 \cdot [\text{TOC}]^{0,5} - 0,02 \cdot C_i + 0,015$$

Används klordioxid i kombination med klor behöver de bägge IF-delarna justeras eftersom de påverkar varandra. Följande formler kan användas vid kombinerad desinfektion med klor och klordioxid:

$$\text{IF}_{\text{klordioxid justerad}} = [C_{\text{dos klordioxid}} / (C_{\text{dos klordioxid}} + C_{\text{dos klor}})] \cdot \text{IF}_{\text{klordioxid}}$$

$$\text{IF}_{\text{klor justerad}} = [C_{\text{dos klor}} / (C_{\text{dos klordioxid}} + C_{\text{dos klor}})] \cdot \text{IF}_{\text{klor}}$$

Nedbrytningskonstanten för bägge ämnena påverkas indirekt eftersom C_i för respektive ämne påverkas av det justerade värdet på IF. Beräkna det justerade C_i för båda ämnena enligt nedan och använd dessa värden i de ursprungliga respektive formlerna för beräkning av $k_{\text{klordioxid}}$ och k_{klor} .

$$C_{i \text{ klordioxid}} = C_{\text{dos klordioxid}} - \text{IF}_{\text{klordioxid justerad}}$$

$$C_{i \text{ klor}} = C_{\text{dos klor}} - \text{IF}_{\text{klor justerad}}$$

Beräkning av Ct för klordioxid

Inaktiveringseffektiviteten (Ct) beräknas enligt samma formler som för klor men använd IF och k för klordioxid. Därefter räknas log-reduktionen fram enligt avsnitt 4.2.6. Slutligen justeras log-reduktionen för maxbegränsningar och därefter försäkerhetsbrister i avsnitt 4.3.

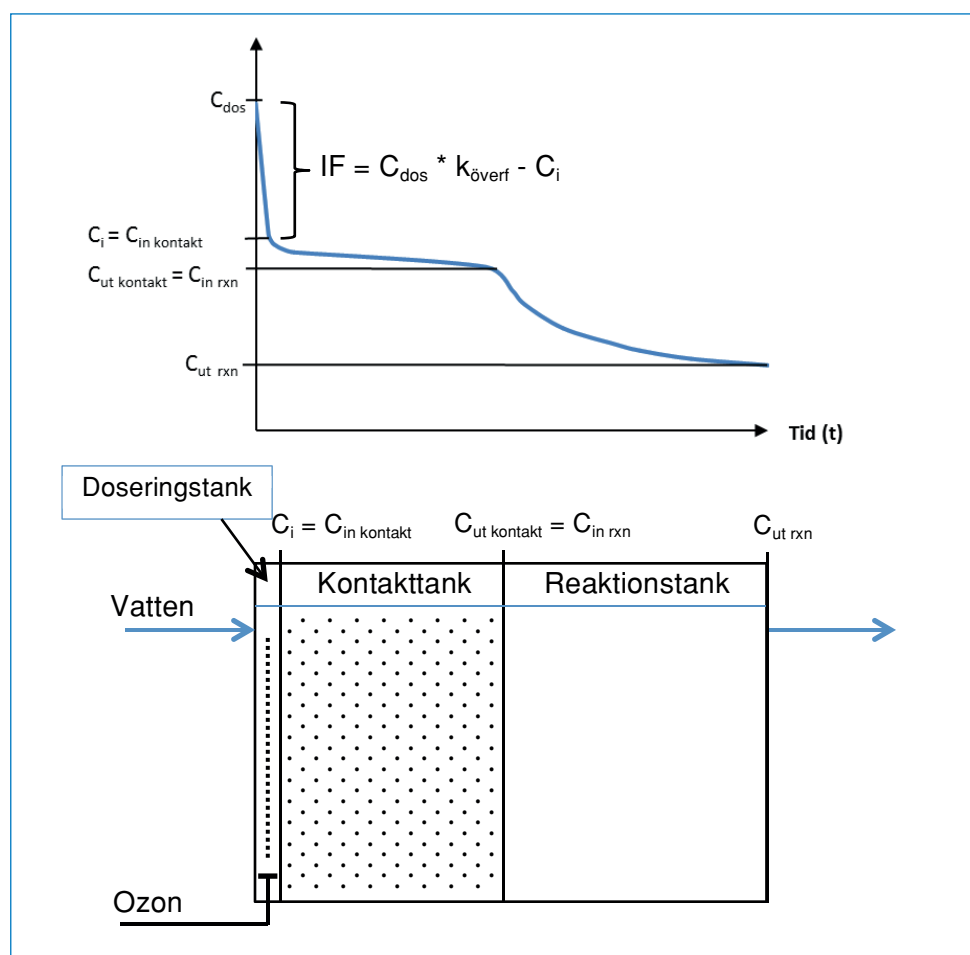
Om en kombination av klor och klordioxid används beräknas Ct för klor och klordioxid separat med de justerade värdena på IF och k för respektive ämne. Även log-reduktionen för de bägge ämnena beräknas separat i enlighet med beskrivningen i avsnitt 4.2.6 och kan därefter summeras till en total log-reduktion. Slutligen justeras den beräknade totala log-reduktionen för maxbegränsningar och därefter försäkerhetsbrister i avsnitt 4.3.

4.2.5 Ozon – Beräkning av Ct

För ozon är förutsättningarna lite annorlunda jämfört med klor eftersom det är en gas som tillsätts och som sedan ska lösa sig i vattnet innan den kan oxidera ämnen i vattnet. Ozonet bryts även ner till syre och alla dessa processer sker mer eller mindre samtidigt. För att underlätta förklaringen av beräkningsförloppet antas först att de olika momenten sker separerade från varandra i tre separata tankar. Doseringen sker i en doseringstank som är separerad från kontakttanken där inlösningen (överföringen) från gasfas till vattenfas sker. Den största ozonförbrukningen sker därefter i en reaktionstank. I figur 4.6 visas koncentrationsändringen av ozon i de olika tankarna. De tänkta tankarna och deras koncentrationer är följande: doseringstank (C_{dos} och C_i), kontakttank ($C_{\text{in kontakt}}$ och $C_{\text{ut kontakt}}$) samt reaktionstank ($C_{\text{in rxn}}$ och $C_{\text{ut rxn}}$).

Liksom för andra oxidationskemikalier sker en initialförbrukning vilket innebär att initialkoncentrationen (C_i) beskrivs av dosen (C_{dos}) minus initialförbrukningen (IF). Initialförbrukningsfasen går fortare än för klor.

I verkligheten är det svårt att rent fysiskt separera de olika delarna från varandra eftersom flera processer pågår parallellt. Av den anledningen görs följande förenklingar; kontakttankens volym räknas ända från doseringspunkten (doseringstankens volym och uppehållstid adderas till kontakttanken) men den inkommande koncentrationen till kontakttanken är fortfarande $C_i = C_{\text{in kontakt}}$. Till beräkningarna görs även förenklingen att kontakttanken är totalomblandad. Koncentrationen av ozon i vattenfasen kan både öka och minska i kontakttanken eftersom mer gas kan lösa sig samtidigt som redan löst gas förbrukas av oxidationsreaktioner även här.



Figur 4.6 Koncentrationsändring i ett ozonsystem (No figur 3.5 samt 3.6)

Eftersom kontaktstankarna för ozon vanligtvis är utformade som höga smala kolonner kan inte samma hydrauliska faktorer som för klorkontaktstankar användas för justering av uppehållstiden. För höga smala kolonner används tabell 4.3. Om kontaktstankarna för ozon inte är höga smala kolonner så används tabell 4.1. För att förbättra strömningsskildern och kontaktmöjligheten mellan ozongasen och vattnet i kolonnerna kan med fördel ett packningsmaterial användas, tänk dock på att packningsmaterialet tar plats så att den teoretiska uppehållstiden minskar. Multipluera den ideala uppehållstiden, T (volymen/flödet), med både den hydrauliska faktorn och seriefaktorn för att få den justerade uppehållstiden, t , i kolonnerna.

Tabell 4.3 Vägledande värden för hydraulisk faktor till höga, smala kontaktkolonner (No tabell 3.3)

Höga smala kontaktsystem Främst för ozon	Hydraulisk faktor		Seriefaktor Antalet seriekopplade kolonner		
	t_{10}/T	t_m/T			
	Anv. till C_t	Anv. till IF, k, C_i och C_{ut}	1	2	3
Öppna kolonner med bubblor	0,50	0,55	1,0	1,5	1,8
Öppna kolonner utan bubblor	0,70	0,75	1,0	1,3	1,4
Packade kolonner med bubblor	0,85	0,85	1,0	1,1	1,1
Packade kolonner utan bubblor	0,95	0,95	1,0	1,0	1,0

Eftersom inte all gas löser sig i vattnet utan en del gas går förlorad behövs även en konstant ($k_{\text{överf}}$) för hur bra gasöverföringen till vattnet är, $k_{\text{överf}} = 1,0$ innebär att 100 % av gasen löst sig.

$$C_i = (C_{\text{dos}} \cdot k_{\text{överf}}) - IF = C_{\text{in kontakt}}$$

Utformningen på kontakttanken där tillsats och inlösning av gasen till vattnet sker är avgörande för effektiviteten i överföringen. Vägledande värden på överföringskonstanten presenteras i tabell 4.4.

Tabell 4.4 Vägledande värden för ozonöverföringseffektiviteten till vatten, $k_{\text{överf}}$ (No tabell 3.5)

Typ av inblandningssystem	Överföringskonstant ($k_{\text{överf}}$)
Inblandning av ozon med dysa eller injektor Tank med packningsmaterial	0,90
Inblandning av ozon med dysa eller injektor Tank utan packningsmaterial	0,75
Injektorinblandning följt av slutet rör	0,99

Stora bubblor i vattnet försämrar gasöverföringen väsentligt (se tabell 4.3)

Halten i kontakttanken ändrar sig sannolikt med en första ordningens reaktion där k är nedbrytningskonstanten (ozon som sönderfaller) och t är den justerade uppehållstiden i kontakttanken (korrigerad med hydraulisk faktor och seriefaktor enligt tabell 4.3).

$$C_{\text{ut kontakt}} = C_{\text{in kontakt}} \cdot e^{-kt} = C_{\text{in rxn}} = C_i \cdot e^{-kt}$$

där t = korrigerad uppehållstid i minuter i kontakttanken

Inne i kontakttanken antas att koncentrationen är konstant eftersom den antas vara totalomblandad och representeras av $C_{\text{eff kontakt}}$, som beräknas lite olika beroende på hur kontakttanken fungerar (tabell 4.5). Det är koncentrationen inuti tanken, alltså $C_{\text{eff kontakt}}$, som behövs i beräkningen av C_t .

Om kontakttanken är segmenterad är det koncentrationen inne i varje segment av kontakttanken som behövs ($C_{\text{eff kontakt}}$) till beräkningen av C_t och de beräknas enligt tabell 4.5. Koncentrationen ($C_{\text{eff kontakt}}$) i varje segment antas vara konstant. Är nedbrytningskonstanten i segmenten densamma och tanktypen densamma kan uppehållstiderna summeras i stället och därefter görs en gemensam beräkning.

Tabell 4.5 Koncentrationen av ozon inuti kontakttanken beroende på tanktyp (No tabell 3.6)

Koncentration till C_t	Totalomblandad reaktor	Medströmsreaktor	Motströmsreaktor
$C_{\text{eff kontakt}} =$	$C_{\text{ut kontakt}}$	$C_{\text{ut kontakt}}$ eller $\frac{1}{2} (C_{\text{in kontakt}} + C_{\text{ut kontakt}})$ Där $C_{\text{in kontakt}}$ ska mätas	$\frac{1}{2} C_{\text{ut kontakt}}$

Initialkoncentrationen kan beräknas på två sätt (via omskrivning av tidigare formler) där $[C_i = (C_{\text{dos}} \cdot k_{\text{överf}}) - IF]$ bör bli mindre än $[C_i = C_{\text{ut kontakt}} / e^{-kt}]$ (där t = justerad uppehållstid i kontakttanken) eftersom den senare formeln förväntas överskatta C_i . Stämmer inte detta bör beräkningarna/mätningarna av IF , $k_{\text{överf}}$ och k kontrolleras.

I reaktionstanken blir det också en första ordningens nedbrytningsreaktion men ingen tillförsel av mer löst ozon. Koncentrationen inne i reaktionstanken är inte konstant utan ändras med uppehållstiden.

$$C_{\text{ut rxn}} = C_{\text{in rxn}} \cdot e^{-kt}$$

där t är justerad uppehållstid i reaktionstanken

Även här är det så att om nedbrytningskonstanten är densamma i flera segment av reaktionstanken så kan uppehållstiden summeras.

Alternativ 1: Bestämning av IF och k för ozon via mätningar

I ODP II (Ødegaard 2009a) finns det beskrivet hur IF och k för ozon kan bestämmas genom försök. Initialförbrukningen (IF) och nedbrytningskonstanten (k) blir mest lika verkligheten om de bestäms genom mätningar på det aktuella vattnet. Ofta är dosen och utloppskoncentrationen kända men det är bra om mätning av ozonkoncentrationen kan göras även i inloppet till reaktionstanken eller i en del av tanken där även uppehållstiden är känd. Beräkningen för nedbrytningskonstanten blir då som följer:

$$k = - [\ln (C_{\text{ut rxn}} / C_{\text{in rxn}})] / t_{\text{rxn}}$$

där t_{rxn} är justerad uppehållstid i reaktionstanken

Mäts ozonhalterna över ett segment skall motsvarande uppehållstid användas. Om reaktionstanken har flera mätpunkter kan k bestämmas för varje segment och beräkningarna av Ct görs då separat för segmenten och summeras i slutet.

IF behövs inte för beräkningen om den inkommande koncentrationen mäts. Annars hänvisas till ODP II (Ødegaard 2009a) för beskrivning av labförsök.

Alternativ 2: Bestämning av IF och k för ozon genom teoretisk beräkning

Om både dosen och utloppskoncentrationen är okända behöver tabell 4.4 användas för överföringseffektiviteten ($k_{\text{överf}}$) och nedanstående formler för initialförbrukningen (IF) och nedbrytningskonstanten (k).

$$IF_{\text{ozon}} = 0,14 \cdot \text{TOC} + 0,58 \cdot C_{\text{dos}} + 0,09 \cdot (C_{\text{dos}} / \text{TOC}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92$$

som gäller om

$$C_{\text{dos}} = 0,25\text{--}6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$$

$$\text{TOC} = 0,5\text{--}6,0 \text{ mg/l}$$

$$C_{\text{dos}} / \text{TOC} < 2,5 \text{ mg O}_3/\text{mg TOC}$$

$$\text{Beräknat IF} \leq C_{\text{dos}} \text{ (Om IF} > C_{\text{dos}} \text{ sätts IF} = C_{\text{dos}} \text{)}$$

$$\text{Beräknat IF} > 0,05$$

$$k_{\text{ozon}} = 0,050 \cdot \text{TOC} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,084 \cdot \text{pH} - 0,48$$

som gäller om

$$C_i = 0,25\text{--}6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$$

$$\text{TOC} = 0,5\text{--}6,0 \text{ mg/l}$$

$$\text{pH} = 6,0\text{--}8,0$$

$$\text{Beräknat IF} < C_{\text{dos}}$$

Beräkning av Ct för ozon

Beräkning av Ct för kontakttanken och reaktionstanken sker var för sig och summeras sedan.

Kontakttank:

$$Ct_{\text{kontakt}} = C_{\text{eff kontakt}} \cdot t_{\text{kontakt}}$$

där t_{kontakt} är justerad uppehållstid i kontakttanken

Reaktionstank:

$$C_{t_{\text{rxn}}} = (C_{\text{in rxn}} / k) \cdot (1 - e^{-kt}) = (C_{\text{ut rxn}} / k) \cdot (e^{kt} - 1)$$

där t är justerad uppehållstid i reaktionstanken

Efter summering av Ct-värdena för de båda tankarna beräknas log-reduktionen enligt avsnitt 4.2.6. Slutligen justeras den beräknade log-reduktionen för maxbegränsningar och därefter för säkerhetsbrister i de inaktiverande barriärerna enligt avsnitt 4.3.

4.2.6 Omräkning från Ct till log-reduktion för kemisk desinfektion

Inaktiveringseffektiviteten (Ct) för ett kemiskt ämne anger hur mycket av ett ämne som mikroorganismerna upplever. Eftersom olika mikroorganismer är olika känsliga så krävs det olika Ct-värden för att uppnå en viss desinfektionseffekt. Med hjälp av omräkning mellan Ct-värdet och log-reduktionen kan ett mått som går att jämföra mellan olika desinficerande ämnen erhållas.

I tabell 4.6 presenteras vilket Ct-värde som krävs för att få 3 respektive 2 logs reduktion av olika mikroorganismer med hjälp av kemisk desinfektion. Ett lågt Ct-värde visar att organismen är känslig och det krävs inte så hög koncentration och/eller inte så lång kontakttid. Temperaturen är en viktig faktor där ett kallare vatten är svårare att desinficera, det större Ct-värdet visar att det krävs högre koncentrationer och/eller längre kontakttider för att uppnå samma effekt (log-reduktion) som vid högre temperatur. Använd 0,5° C för älvar och bäckar samt 4° C för ytvatten. För klor syns även pH-beroendet tydligt, lägre pH ger lägre Ct vilket visar att desinfektionen är effektivare vid låga pH-värden. I praktiken är det mycket svårt att uppnå Ct-värden på >100. I tabellen blir det tydligt att kloramin inte är speciellt effektivt och det räknas inte heller som primärdesinfektion i Sverige. Den i princip obefintliga effekten av klor på parasiterna blir också tydlig. Tänk även på att de två parasiterna reagerar olika med främst klordioxid och ozon.

Tabell 4.6 Dimensionerande Ct-värde ($C_{t_{\text{nödvändigt}}}$, mg·min/l) för inaktivering av mikroorganismer (No tabell 3.1)

Dimensionerande värde för $C_{t_{\text{nödvändigt}}}$		3 log _{nödvändigt} inaktivering bakterier		3 log _{nödvändigt} inaktivering virus		2 log _{nödvändigt} inaktivering Giardia		2 log _{nödvändigt} inaktivering Cryptosporidium	
Temperatur		4° C	0,5° C	4° C	0,5° C	4° C	0,5° C	4° C	0,5° C
Klor	pH <7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	#	#
	pH 7–8	1,5	2,0	6,0	9,0	100	150	#	#
	pH >8	2,0	3,0	8,0	12	175	250	#	#
Kloramin		100	200	1 500	2 000	1 750	2 500	#	#
Klordioxid		1,0	1,5	10	15	20	30	>100	>150
Ozon		0,5	0,75	1,0	1,4	1,5	2,0	30	45

Ct-värdet ej angett, det är så högt att det är ointressant i praktiken

Tabell 4.6 kan användas för omräkning från Ct-värden till aktuell log-reduktion eftersom sambandet mellan dem är linjärt. Log-reduktionen som anges i tabellhuvudet i respektive kolumn representerar nödvändig log-reduktion ($\log_{\text{nödvändigt}}$) för att uppnå 1 barriär i Norge. I kolumnerna anges $C_{t_{\text{nödvändigt}}}$. I beräkningarna som gjorts för respektive desinfektionskemikalie har ett värde på $C_{t_{\text{beräknat}}}$ erhållits. Detta beräknade värde ställs i relation till $\log_{\text{nödvändigt}}$ och $C_{t_{\text{nödvändigt}}}$ som båda avläses ur tabellen och därefter beräknas log-reduktionen ($\log_{\text{beräknat}}$) för det aktuella vattnet med följande formel:

$$\log_{\text{beräknat}} = \log_{\text{nödvändigt}} \cdot C_{t_{\text{beräknat}}} / C_{t_{\text{nödvändigt}}}$$

Likaså går det bra att räkna baklänges och se vilket Ct-värde som krävs ($C_{t_{\text{önskad}}}$) för att uppnå en annan log-reduktion ($\log_{\text{önskad}}$). Formeln behöver bara stuvras om lite:

$$C_{t_{\text{önskad}}} = C_{t_{\text{nödvändigt}}} \cdot (\log_{\text{önskad}} / \log_{\text{nödvändigt}})$$

Efter omräkning från Ct till log-reduktion skall hänsyn tas till maxbegränsningar och säkerhetsavdrag enligt avsnitt 4.3.

Klormätning

Alla beräkningar för klors desinfektionseffektivitet baseras på halten *fritt klor*. Fritt klor kan dock mätas på olika sätt och med vissa metoder mäts enbart HOCl och med andra är det summan av HOCl och OCl^- som registreras. Eftersom de har så olika desinfektionseffekt är det viktigt att veta vilken typ av mätning som görs. Om mätningen av halten fritt klor genomförs med en sådan metod att det är den faktiska halten HOCl som mäts så behöver inte variationen i pH och temperatur vid Ct-beräkningen användas (tabell 4.6). Välj då i stället det $C_{t_{\text{nödvändigt}}}$ som anges för pH <7 och 4° C. Korrektionen för olika pH och temperatur behövs däremot vid de metoder för mätning av fritt klor som innehåller en buffert (t ex DPD-metoden med ett rosa färgomslag) eller andra metoder då summan av HOCl och OCl^- registreras.

Genomförs beräkningarna löpande erhålls därmed information om aktuell desinfektionseffektivitet. Om beräkningarna görs automatiskt som en "on-line" beräkning kan övergången mellan olika Ct-värden beroende på pH (tabell 4.6) behöva mjukas upp för att desinfektionseffektiviteten inte ska uppvisa tvära kast utan följa kurvan i figur 4.2 bättre.

4.3 Slutlig log-reduktion för kemisk desinfektion

Efter beräkning av inaktiveringseffekten (Ct) och omräkning till log-reduktion enligt avsnitt 4.2.6 skall även maxbegränsningar och säkerheten i doseringarna utvärderas. Vid höga kemikaliedoser kan log-reduktionen i vissa lägen bli mycket hög. För att upprätthålla säkerhetsmarginalen i beräkningarna och framhålla betydelsen av flera oberoende barriärer finns det i MBA maxbegränsningar, så även för kemisk desinfektion. Om det finns både för- och efterdesinfektion är det summan av dessa som skall maxbegränsas enligt nedan.

Maximal inaktiveringsgrad vid kemisk desinfektion är $4b + 4v + 3p$.

Maxbegränsningen på 3 log för parasiter är mycket svår att uppnå i dagsläget. I framtiden kan det dock finnas andra alternativ av desinficerande kemikalier och därför får denna begränsning vara kvar. Förutsättningen för att desinfektionen i alla lägen skall ge den framräknade (eller maximala) log-reduktionen är att doseringen är korrekt i alla lägen. Så är sällan fallet eftersom oväntade situationer kan uppstå och därför behöver inaktiveringsgraden sänkas beroende på vilka normala säkerhetsåtgärder som saknas, se tabell 4.7. Sänkningen görs efter justering för maxbegränsning. I den norska vägledningen anges att det är stor osäkerhet knutet till värdena och att sunt förnuft bör råda, så gäller även här. Tag det maximala avdraget för respektive kategori och minska detta med de åtgärder som gjorts (avdraget kan inte bli ett tillägg). Summera resultatet för alla kategorierna och justera (minska) den tidigare beräknade och maxjusterade log-reduktionen för den kemiska desinfektionen.

Tabell 4.7 Avdrag från den beräknade log-reduktionen för kemisk desinfektion på grund av säkerhetsbrister. Avdraget görs efter justering för maxbegränsning vid kemisk desinfektion (No tabell 3.7)

Kategori	Åtgärd för säkerställande av kemisk desinfektion	Påverkan på log-reduktionen
A Kortvarigt doseringsbortfall	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-10 %
	Automatisk stängning av all vattenproduktion. (Krävs även att tillräcklig reservoarskapacitet finns i systemet för att undvika avdrag)	+10 %
	Larm och automatisk start av reservdoseringsutrustning	+5 %
B Minskad risk för doseringsbortfall	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-15 %
	Reservkraft eller batteribackup installerat	+10 %
	Reservdoseringsutrustning för desinfektion installerat	+5 %
	Reservoarskapacitet (efter desinfektionsanläggningen) som kan tillfredsställa behovet när produktionen stoppas på grund av doseringsbortfall (Volym för minst 12 timmars försörjning)	+10 %
C Andra åtgärder	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-10 %
	On-line mätutrustning installerat och knutet till larm samt åtgärder (restklor/restozon)	+5 %
	Lager av kritiska reservdelar (doseringspumpar, elektroder, cirkulationspumpar mm)	+5 %
	Rutiner för rengöring, kontroll och kalibrering av sensorer för mätning av restklor och/eller restozon (minimum månatlig kontroll/kalibrering)	+5 %
Summamax	Totalt maximalt avdrag för säkerhetsbrister i kemisk desinfektion (Minimalt avdrag är 0 %)	-35 %

4.4 UV-desinfektion

Även för UV-desinfektion ges här endast en mycket kort introduktion och betydligt mer omfattande information kan exempelvis inhämtas i Svenskt Vattens ”Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk” (Eriksson 2009), och i flera andra rapporter (Ødegaard 2006a, 2006b, 2009a, Eikebrokk 2008).

För UV-desinfektion motsvaras Ct-begreppet närmast av UV-dos. UV-dos anges i Europa vanligen i J/m^2 men även den i USA använda enheten mJ/cm^2 förekommer. $1 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ motsvarar $10 \text{ J}/\text{m}^2$ d.v.s. $400 \text{ J}/\text{m}^2 = 40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$. De norska ODP och MBA-rapporterna har använt sig av mJ/cm^2 då denna enhet använts i den norska dricksvattenlagstiftningen. I den här publikationen används J/m^2 .

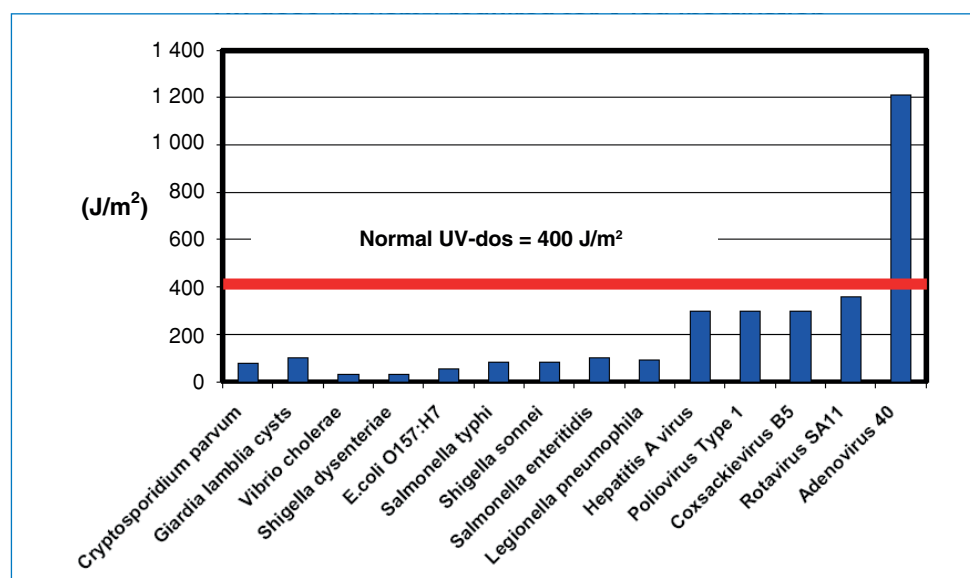
Det kan förefalla som att det är relativt enkelt att räkna ut vilken UV-dos som erhålles i ett UV-aggregat. Dosen är intensiteten gånger uppehållstiden. I verkligheten är det dock praktiskt taget omöjligt att teoretiskt beräkna vilken dos ett UV-aggregat ger eftersom intensiteten är olika på olika ställen i aggregatet och vattenströmningen genom ett aggregat aldrig är likformig över hela volymen. Den enda metod som kan användas för att få ett entydigt mått på dos, som är jämförbart mellan olika tillverkare och typer av aggregat, är s.k. biodosimetrisk dos. För att fastställa denna måste den aggregattyp det gäller testas i fullskala i en testanläggning. För testningen används en typ av mikroorganism (exempelvis, vid test enligt tysk och österrikisk standard, bakteriesporer från en bacillus-bakterie). Testet upprepas vid olika flöden och olika vattenkvaliteter. Man tar samtidigt i lab-försök fram en kalibreringskurva med avdödning mot dos för samma testorganism som används i fullskaletestet. Sedan kan man jämföra avdödningen vid fullskaletestet med kalibreringskurvan och avläsa vilken dos som erhållits vid de olika förhållandena.

En viktig parameter för UV-dosen är hur långt UV-ljuset kommer i vattnet, hur genomskinligt vattnet är. Detta mäts som UV-transmittans (UV-T) eller UV-absorbans (UV-abs). Om UV-transmittansen (genomsläppligheten för UV-ljus) minskar så minskar även desinfektionseffektiviteten. Detta är viktigt att känna till vid t.ex. störningar i råvattenkvalitet eller i de beredningssteg som föregår UV-desinfektionen. Färgat vatten som har låg UV-transmittans är olämpligt att desinficera med UV eftersom det blir kostsamt och energikrävande. För att UV-desinfektion skall fungera bra måste vattnet även ha låg turbiditet eftersom mikroorganismerna annars kan gömma sig bakom och i partiklarna i vattnet.

UV-lampor som används för desinfektion innehåller kvicksilverånga och placeras i kvartsrör, som släpper igenom UV-ljus, i en reaktor. Kommersiella UV-lampor finns av två typer dels lågtryckslampor som avger nästan allt sitt ljus vid en enda våglängd (254 nm) och dels medeltryckslampor som ger en högre intensitet och ett bredare spektrum. UV-lamporna är känsliga och har en viss upp- och omstartstid, upp till 10 minuter (se tabell V1.2 i den norska MBA-vägledningen), även vid strömbortfall som bara varar i några millisekunder. Det är därför viktigt att ha en stabil strömförsörjning för att desinfektionen skall fungera. Kvicksilverfria LED-lampor är under utveckling.

UV-ljuset oxiderar inte sönder mikroorganismernas höljen och membran så som kemiska oxidationsmedel gör. I stället påverkas deras genetiska material så att det blir oanvändbart och cellen kan då inte föröka sig. Det går alltså inte att titta i mikroskop och se om UV-desinfektionen fungerar eftersom mikroorganismernas yttrestrukturer är intakta.

Olika mikroorganismer har olika former av höljen och membran som skyddar det genetiska materialet. Dessa skillnader resulterar i olika känslighet för UV-desinfektion och till exempel Adenovirus och bakteriesporer är relativt motståndskraftiga mot UV-behandling, se figur 4.7. I USA används Adenovirus vid dimensionering men det anses inte nödvändigt i Europa. Däremot anses dosen 400 J/m^2 (biodosimetrisk) som nödvändig för att sporer av *Clostridium perfringens* skall påverkas tillräckligt. Skall alla typer av sporer tas med så behöver dosen höjas ytterligare. I Norge anses dock att risken och konsekvenserna för att smittas med Adenovirus inte försvarar kostnaderna för att dimensionera UV aggregaten för detta.



Figur 4.7 UV-dos som krävs för 4 log reduktion av några mikroorganismer. (Modifierad från Templeton 2008)

Ett certifierat aggregat med en biodosimetrisk dos om 400 J/m² uppfyller mer än väl kravet för en mikrobiologisk barriär enligt de svenska dricksvattenföreskrifterna. Även en biodosimetrisk dos av 250 J/m² bör kunna anses uppfylla kravet och den dosen används av en del svenska vattenverk. Håller man sig till ett certifierat aggregat med biodosimetriskt testad dos har man också med automatik klarat kravet på kontroll av desinfektionens effektivitet som ställs i föreskrifterna (förutsatt att aggregatet drivs inom de ramar som anges i certifikatet).

4.5 Effektivitet för UV-desinfektion

I princip skulle koncentration, kontakttid och Ct-värde kunna beräknas även för UV-desinfektion där koncentrationen i stället anges som intensitet (I, med enheten W/m²). Tiden är den tid (sekunder) vattnet belyses och kan jämföras med kontakttiden vid kemiska desinfektionsmetoder. Ct-värdet anges som UV-dos och beräknas från intensiteten och tiden ($D = I \cdot t$) och får enheten Ws/m² (= J/m²). I praktiken är det dock inte möjligt att beräkna dosen på detta sätt då bl.a. strömningsbild och ljusfördelning i aggregatet samt UV-transmittans påverkar dosen i mycket stor utsträckning.

I Norge ska alla UV-aggregat vara typgodkända av Folkehelseinstituttet. Kravet på typgodkännande infördes redan på 70-talet vilket medför att man i Norge har bra kontroll på sina UV-aggregat. I vägledningen till de norska dricksvattenföreskrifterna anges ett antal doskriterier:

- En dos på >300 J/m² (30 mJ/cm²) som i genomsnittsdos räknas som barriär mot bakterier (utom sporer), virus och parasiter.
- En dos på >400 J/m² (40 mJ/cm²) som biodosimetrisk dos enligt ÖNORM (Österrike), DVGW (Tyskland) eller USEPA (USA) krävs för desinfektion även av bakteriesporer. Se beskrivning av biodosimetertesten i ODP I och UV-vägledning (Ødegaard 2006a, Eikebrokk 2008).

I USA används Adenovirus som tål höga UV-doser som kriterium när doskraven anges för virus. Det innebär mycket höga doskrav för virus i USA (tabell 4.8) jämfört med vad som behövs för *Cryptosporidium* och *Giardia*. Det är dock viktigt att veta vilken mikroorganismer som används vid den biodosimetriska testningen eftersom olika testorganismer är olika känsliga. I USA testas ibland med mikroorganismer som är lika känsliga som parasiterna eftersom man i vissa fall endast fokuserar på parasiterna och då blir barriärverkan i alla fall dålig för bakterier och virus. Är aggregatet testat med MS2 fager är det dock OK eftersom dessa fager är ungefär lika känsliga som sporer som används i de Österrikiska och Tyska testerna. I tabell 4.8 presenteras doskraven inklusive vissa säkerhetsmarginaler. Andra virus är ofta betydligt känsligare och kräver därmed lägre UV-doser för inaktivering.

Tabell 4.8 Minsta UV-dos (J/m²) för olika log-reduktion av *Cryptosporidium*, *Giardia* och Adenovirus (No tabell 3.8)

Log-reduktion	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0
<i>Cryptosporidium</i> (J/m ²)	16	25	39	58	85	120	150	220
<i>Giardia</i> (J/m ²)	15	21	30	52	77	110	150	220
Adenovirus (J/m ²)	390	580	790	1 000	1 210	1 430	1 630	1 860

Definitionen i Norge av att en barriär har 3b + 3v + 2p i log-reduktion samtidigt som myndigheterna godkänt 300 J/m² i genomsnittsdos som barriär gör att dessa data länkas samman. Detta trots att säkerheten då blir väldigt hög för *Cryptosporidium* och *Giardia* men mycket låg för Adenovirus. I Norge är det dock inte Adenovirus som

ligger till grund för bedömningen av barriärverkan och för många patogena virus är en biosimetrisk dos på 300 J/m² i det närmaste tillräcklig för att uppnå 3 logs reduktion. Reduktionen av Adenovirus är lägre, Adenovirus anses inte ha någon större betydelse i dricksvattensammanhang, men det är ändå viktigt att veta i beräkningarna.

I Sverige är förhållandena annorlunda än i Norge då vi inte haft krav på någon form av typgodkännande. Innan biosimetrisk dosbestämning började slå igenom några år in på 2000-talet var det upp till tillverkare och leverantörer att själva definiera sina doser. Eftersom en entydig metod saknades är det oftast svårt att värdera vilken dos man egentligen erhåller med ett äldre UV-aggregat som inte är biosimetriskt testat. Än i dag förekommer att UV-aggregat säljs med "beräknad dos" eller liknande uttryck. Denna dos kan vara avsevärt skild från biosimetrisk dos.

Den vanligaste dosen på nyare anläggningar både i Sverige och i Europa i övrigt är 400 J/m² (biosimetriskt) men även 250 J/m² förekommer på en del vattenverk i Sverige. Se tabell 4.9 för olika inaktiveringsgrader för UV-ljus. Äldre anläggningar där biosimetriskt bestämd dos saknas är svåra att bedöma så om log-reduktionen för 250 J/m² väljs för dess måste det tydligt framgå i MBA utvärderingen att resultatet är osäkert.

4.6 Slutlig log-reduktion för UV desinfektion

Förutsättningen för att inaktiveringsberäkningarna ska gälla är att UV-anläggningen drivs enligt krav och specifikationer för den certifiering som anläggningen ska följa. I tabell 4.9 presenteras maxbegränsningar för inaktiveringsgraden hos UV-anläggningar med olika doser.

Tabell 4.9 Maximal inaktiveringsgrad för UV-anläggningar, före säkerhetsavdrag i tabell 4.10 (No tabell 3.9)

Biosimetrisk dos	Maximal log-reduktion Exklusive Adenovirus	Maximal log-reduktion Inklusive Adenovirus
400 J/m ²	4,0b + 3,5v + 4,0p	4,0b + 1,25v + 4,0p
300 J/m ²	3,5b + 3,0v + 3,5p	3,5b + 1,0v + 3,5p
250 J/m ²	3,0b + 2,5v + 3,0p	3,0b + 0,75v + 3,0p

Efter bestämning av log-reduktionen enligt tabell 4.9 skall avdrag för bristande säkerhetsåtgärder göras enligt tabell 4.10. I den norska vägledningen anges att det är stor osäkerhet knutet till värdena och att sunt förnuft bör råda, så gäller även här. Tag det maximala avdraget för respektive kategori och minska detta med de åtgärder som gjorts (avdraget kan inte bli ett tillägg). Summera resultatet för alla kategorierna och justera (minska) den tidigare beräknade och maxjusterade logreduktionen för UV-desinfektionen.

Kvaliteten på det vatten som behandlas i UV-aggregatet är mycket viktig. Tidigare ingick dimensioneringen av aggregatet i förhållande till vattenkvaliteten i tabell 4.10 för säkerhetsavdrag. Nu är det en helt separat del som tar höjd för vad som händer om en barriär/behandling före aggregatet inte fungerar som det ska. Log-reduktionen som uppnås vid ett sådant fel är både beroende av vilken vattenkvalitet som kommer in och vilken vattenkvalitet aggregatet klarar av att behandla. Ur figur 4.8 kan en procentuell reduktion utläsas, denna reduktion skall göras efter reduktionen för säkerhetsbrister (tabell 4.10).

Transmittansen skall anges som % UVT₅₀ vilket betyder att den är mätt i en 50 mm kyvett. Om UVT₁₀ eller UVabs mätts i stället kan värdena räknas om till UVT₅₀ enligt nedan. Det viktiga är att veta vilken enhet värdena är angivna i eftersom transmittansen varierar beroende på mätkyvettens längd.

Tabell 4.10 Avdrag från den beräknade log-reduktionen för UV-desinfektion på grund av säkerhetsbrister.
Avdraget görs efter bestämningen enligt maxbegränsningar vid UV-desinfektion (Se tabell 3.10)

Kategori	Åtgärd för säkerställande av UV-desinfektion	Påverkan på log-reduktionen
A Kortvarigt doseringsbortfall eller reducerad effekt	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-10 %
	Automatisk stängning av all vattenproduktion. (Krävs även att tillräcklig reservoarskapacitet finns i systemet för att undvika avdrag)	+10 %
	Larm och automatisk start av reservdesinfektion. (Till exempel klorering)	+5 %
B Minskad risk för doseringsbortfall eller effektminskning	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-20 %
	Batteribackup (UPS) installerat	+10 %
	Reservkraft installerat	+10 %
	Dokumenterat god strömförsörjningskvalitet	+5 %
C Andra dimensionerande åtgärder	Maximalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-30 %
	Flera reaktorer så att full dos kan upprätthållas vid bortfall av en reaktor (Till exempel 2 st med 100 % kapacitet eller 3 st med 50 % kapacitet)	+5 %
	Separat flödesmätare för varje reaktor för att säkra god hydraulisk kontroll	+10 %
	On-line mätutrustning installerat med UV-intensitetssensorer korrekt placerade samt UV-transmissionsmätning. Knutet till larm och åtgärder	+5 %
	Reservoarskapacitet (efter desinfektionsanläggningen) som kan tillfredsställa behovet när produktionen stoppas på grund av doseringsbortfall (Volym för minst 12 timmars försörjning)	+10 %
	Reservdesinfektion (till exempel klor) installerat	+5 %
D Andra driftsmässiga åtgärder	Maximalt totalt avdrag för kategorin (Minimalt avdrag är 0 %)	-30 %
	Lager av kritiska reservdelar (Kvartsrör, lampor, o-ringar, borstar, borstdrivning, ballastkort, ballastkylning, UV-sensorer, referenssensor och eventuell transmissionsmätare)	+5 %
	Automatisk stängning av all vattenproduktion i samband med uppstart av UV-aggregat till dess att full kapacitet nåtts	+10 %
	Bra doskontroll baserat på mätpunkter, UV intensitet, vattenflöde, eventuell UV-transmission och lampor i drift	+10 %
	Automatisk stängning av all vattenproduktion om driften är utanför valideringsområdet	+10 %
	Larm om driften är utanför valideringsområdet	+5 %
	Rutiner för rengöring, kontroll och kalibrering av sensorer (minimum månatlig kontroll/kalibrering med referenssensor, årlig kalibrering av referenssensor)	+5 %
	Driftsdokumentation i form av kurvor för beräknad dos som funktion av procent av tiden, visar sannolikheten för fel i barriärfunktionen. Se Norsk Vann rapport 164	+5 %
Summamax	Totalt maximalt avdrag för UV-säkerhetsbrister (Minimalt avdrag är 0 %)	-90 %

Samband mellan UVtransmittans och UVabsorbans:

$$\% \text{ UVT} = 100 \cdot 10^{-\text{UVabs}}$$

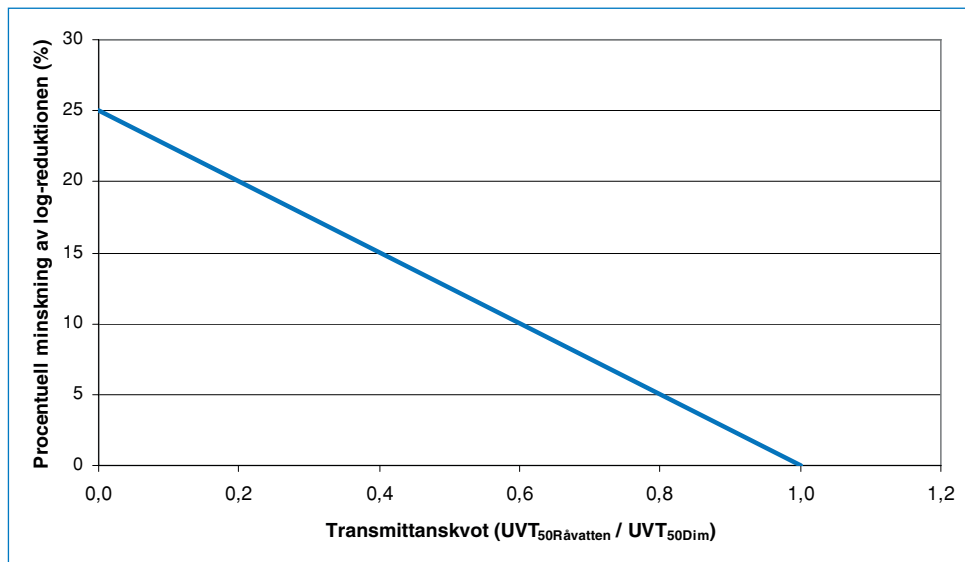
Är UV absorbansen mätt i en 50 mm kyvett så att enheten är /50mm blir resultatet UVT_{50} .

Är UV absorbansens enhet /m så behöver UVabs-värdet delas med 20 för att få enheten /50mm.

Omräkning mellan olika mätlängder för transmittansen (från 10 mm till 50 mm).

$$\text{UVT}_{50} = [\text{UVT}_{10}]^5 / 10^8$$

där båda UVT värdena är i %



Figur 4.8 Procentuell minskning av log-reduktionen för UV beroende på dålig transmittans i inkommande vatten i förhållande till dimensioneringen (No figur 3.7)

Gör så här:

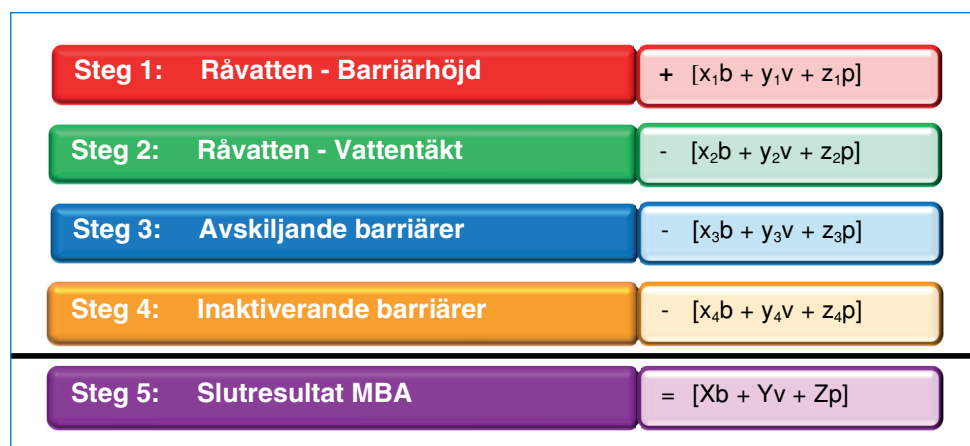
1. Definiera det vatten som kommer till UV aggregatet om en barriär innan inte fungerar. Finns endast en barriär innan blir det råvattnet. Finns det flera barriärer skall den barriär som förbättrar transmittansen mest tas bort.
2. $UVT_{50Råvatten}$ för det dåliga vattnet som antas skall väljas så att max 10% av värdena över året är högre än detta värde.
3. Dimensionerande UVT_{50Dim} skall vara bestämt för maximal vattenproduktion.
4. Beräkna $UVT_{50Råvatten} / UVT_{50Dim}$ och läs av den procentuella reduktionen i figur 4.8
5. Reducera log-reduktionen (som tidigare reducerats för säkerhetsbrister) med den avlästa procentsatsen.

Ett alternativ för att slippa göra avdraget är att vattenflödet i stället reduceras så mycket att dosen och log-reduktionen bibehålls trots den sämre vattenkvaliteten. Observera dock att det lägsta flödet aggregatet är certifierat för måste upprätthållas. En annan möjlighet för att undvika avdraget är att vattenproduktionen stängs av om vattenkvaliteten är sämre än aggregatets driftsområde.

Log-reduktionen för desinfektion med UV-ljus är färdigberäknad när den maximala logreduktionen i tabell 4.9 minskats med säkerhetsavdrag från tabell 4.10 och därefter minskats med effekter av försämrat inkommande vatten med hjälp av figur 4.8.

5 Slutresultat (steg 5)

Alla de förberedande stegen i proceduren är nu beräknade och det återstår endast att summera resultatet. Beräkningen presenteras i figur 5.1 nedan. Precis som tidigare beräknas varje grupp av mikroorganismer var för sig.



Figur 5.1 Steg 5 i beräkningsproceduren – Beräkning av slutresultat (No figur 4.1)

Om slutresultatet är på plussidan så indikerar det att det krävs ytterligare åtgärder för att vattnet ska bli rimligt säkert att använda. Om resultatet däremot är på den negativa sidan så är indikationen i stället att vattnet är rimligt säkert. Eftersom resultatet baseras på bedömningar och antaganden i procedurens olika delmoment så är resultatet enbart en indikation på vattenkvaliteten. Resultatet, i kombination med motivering av gjorda antaganden och en väl genomgången risk- och sårbarhetsanalys, är ett stöd i bedömningen av vattnets kvalitets- och säkerhetsnivå. Med hjälp av beräkningarna och genom att testa olika driftssituationer går det även att dra slutsatser om vilka förändringar som kan vara effektivast för att höja kvaliteten.

6 Exempel

Ibland är det enklare att förstå hur en beskriven beräkningsgång fungerar med hjälp av konkreta exempel. De kan även vara en hjälp i tolkningen då egna data inte helt passar in i mallen. Exempelen är här uppdelade i de olika stegen för att det ska vara lätt att hitta den information som behövs just för tillfället. I vissa lägen är denna uppdelning ett problem då de olika delarna är starkt kopplade till varandra. Målsättningen är att de delar som är beroende av en annan framgår där det behövs.

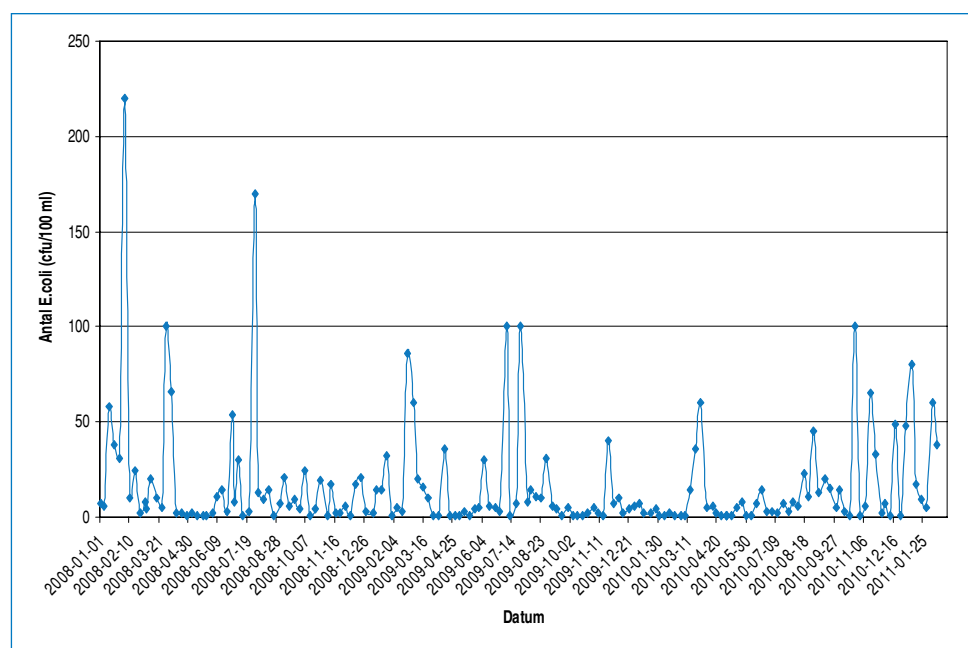
Ytterligare exempel för ett fiktivt vattenverk finns i MBA-rapport 209 (Ødegaard 2014).

6.1 Steg 1: Råvatten – Barriärhöjd

6.1.1 Exempel 1a: Större ytvattenverk, Grönköping

Grönköpings vattenverk är dimensionerat för att kunna producera 30 000 m³ vatten/dygn. Detta motsvarar 100 000 personer. I dag distribueras vatten till 48 000 personer från vattenverket, vilket motsvarar ca 14 000 m³ vatten/dygn.

Provtagning på råvattnet sker inne på vattenverket, innan råvattnet börjar behandlas. Analysdata från dessa provtagningar för de tre senaste åren har använts som underlag till denna MBA. Vid Grönköping vattenverk har endast *Escherichia coli* (EC) analyserats återkommande (1 gång/vecka) de senaste tre åren. Analysdata för EC redovisas i Figur 6.1. De värden som av labbet redovisats som större än har plottats som det värde de är större än, ex >100 har plottats som 100. På samma sätt har värden som av labbet redovisat som mindre än plottats som det värde de är mindre än, ex <1 har plottats som 1. Den stora majoriteten av analysvärdena har dock redovisats med exakt värde av labbet. Medelvärde för EC för nedan presenterade analysvärden ligger på 16 cfu/100 ml. Av de 168 analyserade proverna under provtagningsperioden var 62 st ≥ 10 , detta motsvarar drygt 1/3 av proverna.



Figur 6.1 Analysdata för E.coli i råvattnet januari 2008 till februari 2011.

Bedömning av råvattenkvalitet Grönköping

Använd flödesschemat i figur 2.1.

Eftersom det finns återkommande träffar av *E. coli* (EC) och medelvärdet är över 10 cfu/100 ml hamnar Grönköpings råvatten i klass D. Rekommendationen är att genomföra ett riskbaserat provtagningsprogram. Tyvärr finns detta inte tillgängligt. Av de befintliga analyserna så är andelen prov med halter över 10 cfu/100 ml mer än 1/6 del av proverna vilket också gör att vattnet hamnar i klass D. Eftersom analyser av parasiterna saknas bör det sämsta alternativet väljas och vattnet hamnar i klass Dc.

Bestämning av barriärhöjd Grönköping

Vattenverket försörjer fler än 10 000 personer (den nivå som bör väljas i Sverige oavsett vattenverkets faktiska storlek) och enligt tabell 2.2 blir då barriärhöjden 6,0b + 6,0v + 5,0p, alltså den log-reduktion som krävs för att omvandla Grönköpings råvatten till rimligt säkert dricksvatten. 99,999 % av alla inkommande bakterier och virus samt 99,999 % av parasiterna behöver tas bort från råvattnet.

6.1.2 Exempel 1b: Mindre grundvattenverk, Småby

Vattenverket i Småby försörjer knappt 5 000 personer. Råvattnet tas från två grundvattenborrhälsar varifrån det tas prover för mikrobiologisk analys 1 gång i månaden. Endast data från 2011 finns tillgängligt och då registrerades inga fynd av *E. coli* (EC), intestinala enterokocker eller *Clostridium perfringens* (CP). Odlingsbara mikroorganismer (både 3- och 7-dygns) påträffades endast i låga halter i enstaka prover.

Bedömning av råvattenkvalitet Småby

Råvattenklassningen blir kategori A enligt figur 2.1 om en risk och sårbarhetsanalys kan visa att det är osannolikt att grundvattnet blir påverkat av mikroorganismer utifrån. Dataunderlaget är tunt så fler prover vore önskvärt för bedömningen, allra helst enligt det riskbaserade provtagningsprogrammet.

Bestämning av barriärhöjd Småby

Då Småby vattenverk försörjer knappt 5 000 personer hamnar barriärhöjden på 3,5b + 3,5v + 2,5p enligt tabell 2.2 om den norska värderingen används. I Sverige rekommenderas dock att man alltid väljer den högre säkerhetsnivån vilket ger en barriärhöjd på 4,0b + 4,0v + 3,0p.

6.2 Steg 2: Råvatten – Vattentäkt

6.2.1 Exempel 2a: Ytvatten, Grönköping

Grönköpings råvatten tas från Älven, uppströms staden och passerar först en silstation med en roterande sil där grövre partiklar avskiljs. Vattnet når sedan en råvattenstation. Från råvattenstationen pumpas vattnet till vattenverket. När råvattnet nått vattenverket mäts dess turbiditet med on-line-mätare. Provtagning på råvattnet sker inne på vattenverket, innan råvattnet börjar behandlas. Turbiditeten styr den efterföljande doseringen av fällningskemikalier.

Vattenvårdsförbundet utför kontinuerlig mätning i Älven, inte långt från råvattenintaget till Grönköping vattenverk. Turbiditet, konduktivitet och pH mäts on-line. Vid onormala värden i Älven kontaktar Vattenvårdsförbundet personal vid Grönköping vattenverk. Detta samarbete utgör ytterligare en säkerhet avseende råvattenkvaliteten.

Bestämning av barriärverkan i vattentäkten för Grönköping

Eftersom råvattnet kommer från ytvattnet Älven så kan ingen barriäreffekt förväntas i själva täkten (tabell 2.6). Det är bara övervakningsåtgärder (tabell 2.3) som skulle

kunna ge bidrag. Turbiditetsmätningen i råvattnet leder till andra åtgärder än avstängningen av råvattnet, det är heller ingen ny åtgärd och har därigenom redan haft effekt på efterföljande barriärer och bidrar därför inte med någon log-reduktion i steg 2. Trots att det inte ger någon log-reduktion i beräkningarna är det en viktig och värdefull mätning som självklart bidrar till säkerheten.

6.2.2 Exempel 2b: Grundvatten, Småby

Småby försörjs av grundvatten i mark. Området runt Småbys grundvatten-borrar är inhägnat. Borrarna är belägna i olika delar av tåkten. I den primära skyddszonen får ingen anläggning som kan medföra att ytvatten kommer närmare än 3 meter från grundvattenytan installeras. Infiltrationsanläggningar är ej tillåtna, husdjursgödsel, naturgödsel och kloakslam får ej spridas. All byggnation är förbjuden. I den sekundära skyddszonen finns kraftiga begränsningar för byggnation och eventuella befintliga avloppsledningar skall vara täta (till exempel tryckledning lagd i ett skyddsror) och leda ut ur zonen. Infiltration och spridning av husdjursgödsel, naturgödsel och kloakslam samt lagring av kemikalier är förbjudet i den sekundära zonen. I den tertiära zonen är avfallsdeponier, lagring av oljeprodukter och kemikalier samt infiltrering från större anläggningar förbjudet. Förorenande näringsverksamhet är också förbjudet.

Bestämning av barriärverkan i vattentåkten för Småby

Med hjälp av tabell 2.5 kan åtgärderna i vattenskyddsområdet värderas. I tabellen anges att det är nya åtgärder som skall användas men här kommer en bedömning in. Under förutsättning att fekalier aldrig tidigare har spritts i området, ingen åverkan eller påverkan på borrhorna har skett och andra förorenande aktiviteter inte heller har förekommit före det att förbud och begränsningar tillkommit kan åtgärderna räknas ändå. Resultatet från bedömningen av åtgärder i Småbys vattentåkt presenteras i tabell 6.1.

Tabell 6.1 Bedömning av åtgärder i Småbys vattentåkt

Område och åtgärder	Log-reduktion
Vattentåktzonen är inhägnad	$0,25b + 0,25v + 0,25p$
Den primära skyddszonen skyddas av alla begränsningar enligt tabellen och därför nås maxbegränsningen	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
I den sekundära zonen är förorenande aktiviteter förbjudet och gamla ledningar säkrade och därför nås maxbegränsningen även här	$0,5b + 0,5v + 0,25p$

Eftersom råvattnet inte övervakas på ett sådant sätt att det kan ge bidrag så summeras ovanstående till $1,5b + 1,5v + 1,0p$ vilket inte överskrider maxbegränsningen i slutet av tabell 2.5.

6.3 Steg 3: Avskiljande barriärer

6.3.1 Exempel 3a: Kemisk fällning och långsamfilter, enkel övervakning, Grönköping

Grönköpings vattenverks process börjar med en silstation med roterande silar. På den till vattenverket inkommande råvattenledningen doseras sedan kalk och koldioxid för att höja vattnets hårdhet och alkalinitet. Därefter doseras fällningskemikalie till vattnet innan det fördelas över sex stycken flockningsbassänger. Uppbyggda flockar avskiljs med sedimentering. Vattnet passerar sedan sex stycken snabbfilter (belastning 3,3 m/h vid dagens medelflöden). Därefter pH-justeras vattnet med natriumhydroxid till pH 8,2 innan det går till fyra stycken långsamfilter.

För att säkerställa god flockningskvalitet mäts pH on-line i början av flockningen och hålls konstant med hjälp av justering av kalkvattendosen. Dosen fällningskemikalie styrs av råvattnets turbiditet. Förutom i råvattnet, mäts turbiditeten på det sammanlagda snabbfiltrerade vattnet, samt på utgående dricksvatten. Som komplement till turbiditetsmätningarna kontrolleras fällningseffektiviteten tre gånger i veckan med färg och UV-absorbans-mätningar i samma punkter som turbiditeten - justeringar görs vid behov.

Turbiditeten efter snabbfiltreringen är $<0,1$ FNU som medel, fler än 10 % av proverna är $0,1-0,2$ FNU. Råvattenpumparna stoppar automatiskt vid strömsvikt eftersom det inte finns reservkraft. Vattenverket är dock byggt med självfall genom beredningsprocessen och vid strömsvikt fortsätter vattnet att rinna genom verket till dess att handmanövrerade ventiler stängs för att t.ex. undvika torrläggning av snabbfilter och långsamfilter.

Bestämning av barriärverkan för vattenverket i Grönköping

Fällningen ger enligt tabell 3.1 ett bidrag på $2,5b + 1,75v + 2,5p$ eftersom en del prover har en turbiditet $>0,1$ FNU.

Bidraget till reduktionen av mikroorganismer från långsamfiltren är enligt tabell 3.1 på $2,0b + 2,0v + 2,0p$ i log-reduktion.

Eftersom flockningens turbiditet inte följs separat varken i varje flockningsbassäng före snabbfiltreringen eller efter snabbfiltreringen kan inte övervakningen klassas som så bra att barriärerna kan anses oberoende av varandra. Summan för vattenverket blir $4,5b + 3,75v + 4,5p$. Maxbegränsningen från tabell 3.1 gör att resultatet för bägge barriärerna reduceras till $3,0b + 3,0v + 3,0p$.

Säkerhetsavdrag för avskiljande barriärer vid vattenverket i Grönköping

I enlighet med tabell 3.2 behöver säkerhetsavdrag göras då det finns en förbättringspotential här. Turbiditetsmätningen efter fällningen är inte på varje enskild linje utan på det samlade snabbfiltratet så här kan det vara rimligt att ta 20 % i avdrag (hälften av vad total avsaknad av on-linemätning hade givit). Turbiditetsfel leder till manuella åtgärder för att återställa funktionen och ger därmed ett avdrag på 20 %. Eftersom råvattenpumparna stoppar automatiskt vid strömsvikt blir det inget säkerhetsavdrag för det. Summering av säkerhetsavdragen ger ett 40-procentigt avdrag på den sammanlagda maxbegränsade log-reduktionen för de avskiljande barriärerna vilket ger $1,8b + 1,8v + 1,8p (= [3,0b + 3,0v + 3,0p] - [40\%])$.

Om vattenverket hade haft separat mätning på varje linje hade de avskiljande barriärerna kunnat betraktas som oberoende samtidigt som säkerhetsavdraget hade blivit mindre. Detta hade givit en log-reduktion på $3,6b + 3,0v + 3,6p (= [4,5b + 3,75v + 4,5p \text{ utan maxbegränsning för beroende barriärer}] - [20\% \text{ för manuella korrigeringar vid störningar}])$.

6.4 Steg 4: Inaktiverande barriärer

6.4.1 Exempel 4a: Klor, Grönköping

Vattnet desinficeras med natriumhypoklorit och vattnet går därefter till en lågreservoar. Klordosen är $0,5 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$. Halten totalt klor mäts on-line på utgående dricksvatten efter reservoaren. Felaktig halt innebär larm med manuell åtgärd. Reservoarens nivå varierade under vecka 8, 2011 mellan $3,7-4,1 \text{ m}$. Vid $4,1 \text{ m}$ är reservoaren full och volymen är då $2\,000 \text{ m}^3$. Dock erhålls kortast uppehållstid vid den lägsta nivån vilket motsvarar en volym på $1\,800 \text{ m}^3$. Reservoaren är rektangulär, d v s den har ett högt längd/bredd-förhållande och den är försedd med ett flertal skärmväggar. Den hydrauliska faktorn t_{10}/T är bedömd till $0,6$.

I dricksvattenproverna analyseras COD och medelvärde för perioden oktober 2008 t.o.m. februari 2011 var 1,6 mg/l. Utifrån detta värde har det för Grönköping uppskattats att TOC-halten varit 1,5 mg/l under samma period. Sambandet mellan COD och TOC bör säkerställas med hjälp av analyser som inkluderar flödes- och årstidsvariationer eftersom det har stor påverkan på desinfektionen.

Dricksvattnets pH är 8,2 och temperaturen kan periodvis vara nere i 0,5° C. Vattenverket är dimensionerat för ett flöde på 30 000 m³/dygn men normalt produceras 14 000 m³/dygn.

Vid pumpfel finns det reservdelar på lager och alternativ doseringslinje för hypoklorit finns installerad. Tryckvakter och flödesmätare ger larm om det skulle uppstå problem med doseringsutrustningen för kemikalier. Doseringsutrustningen har inte UPS. Doserings- och analysutrustning underhålls, kontrolleras och kalibreras med täta mellanrum.

Beräkning av t, Grönköping

Volymen (V) i reservoaren är	1 800 m ³
Det dimensionerande flödet Q är 30 000 m ³ /dygn och blir omräknat	20,83 m ³ /min
Den hydrauliska faktorn t_{10}/T är	0,6
Seriefaktor (1 reservoar)	1,0
Tiden $t_{\text{beräknad}}$ till Ct blir då $V/Q \cdot t_{10}/T \cdot \text{Seriefaktor}$	51,8 min

Beräkning av IF, Ci och k för Grönköping

TOC uppskattas till 1,5 mg/l och C_{dos} är 0,5 mg/l. Eftersom varken C_i eller C_{ut} är känt så måste IF och k beräknas teoretiskt

Initialförbrukningen IF:

$$IF = 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dos}} + 0,08 \cdot (C_{\text{dos}} / \text{TOC}) - 0,12 = 0,18 \text{ mg/l}$$

Initial koncentration C_i :

$$C_i = C_{\text{dos}} - IF = 0,32 \text{ mg/l}$$

Nedbrytningskonstanten k:

$$k = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,022 = 0,027$$

Beräkning av Ct, Grönköping

Den beräknade inaktiverings effektiviteten Ct:

$$Ct_{\text{beräknat}} = (C_i / k) \cdot (1 - e^{-kt}) = 8,9 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$$

Konvertering från Ct till log-reduktion

Med hjälp av tabell 4.6 räknas Ct-värdet om för varje organismgrupp separat till en log-reduktion. Temperaturen 0,5° C och pH 8,2. Se beräkningssammanställningen i tabell 6.2.

Omräkningsformel:

$$\log_{\text{beräknat}} = \log_{\text{nödvändigt}} \cdot Ct_{\text{beräknat}} / Ct_{\text{nödvändigt}}$$

Maxbegränsningen för kemisk desinfektion (4,0b + 4,0v + 3,0p) ger en logreduktion på 4,0b + 2,2v + 0,071p (*Giardia*). För *Cryptosporidium* blir det 0 i log-reduktion

Avdrag för säkerhetsbrister i desinfektionen enligt tabell 4.7 blir som följer i tabell 6.3.

Tabell 6.2 Omräkning av Ct till log-reduktion för kloreringen i Grönköping

Parameter	Bakterier	Virus	Parasiter
$\log_{\text{nödvändig}}$ från tabell 4.6	3	3	2
$Ct_{\text{beräknat}}$ från beräkning	8,9	8,9	8,9
$Ct_{\text{nödvändig}}$ från tabell 4.6	3	12	250*
$\log_{\text{beräknat}}$	8,9	2,2	0,071*

*Gäller *Giardia*, för *Cryptosporidium* blir det noll i log-reduktion

Tabell 6.3 Sammanställning av säkerhetsbristerna för kloreringen i Grönköping

Kategori	Åtgärd	Resultat
A Kortvarigt doseringsbortfall	-10 % Larm men inte automatisk start av reservpump	-10 %
B Minskad bortfallsrisk	-15 % + 5 % Reservdoseringsutrustning finns	-10 %
C Andra åtgärder	-10 % + 2,5% + 5 % + 5 % Mätning av totalklor (ej fritt klor), reservdelar samt bra rutiner	0 %
Totalt avdrag för säkerhetsbrister		-20 %

Eftersom det inte finns on-line mätning av fritt klor utan endast totalt klor så ger detta endast hälften av reduktionen i säkerhetsavdraget i kategori C.

Beräknad och maxbegränsad barriärverkan för desinfektionen var $4,0b + 2,2v + 0,071p$ (*Giardia*) vilket ska minskas med 20 % på grund av säkerhetsbrister. Slutresultatet för steg 4: Inaktiverande barriärer blir därför $3,2b + 1,76v + 0,057p$ (*Giardia*) och $0p$ för *Cryptosporidium*.

6.4.2 Exempel 4b: Ozon i Nånby

Nånby har ett ytvattenverk som producerar $173 \text{ m}^3/\text{h}$ ($= 2,88 \text{ m}^3/\text{min}$). Processen startar med ozonbehandling för att oxidera organiskt material i vattnet. Ozon doseras via dysor i en kvadratisk (ej hög smal) kontakttank på 9 m^3 utan packningsmaterial. Efter kontakttanken finns tre rektangulära reaktionstankar på 60 m^3 , 26 m^3 respektive 29 m^3 där kalk doseras i nummer två och koldioxid i nummer tre. Ozonet och organiska rester avlägsnas genom snabbfiltrering, först genom sand och därefter genom aktivt kol.

Max ozondos är 7 mg/l och vid denna dos är restozon efter kontakttanken $0,13 \text{ mg/l}$, efter första reaktionstanken $0,08 \text{ mg/l}$ och $0,0 \text{ mg/l}$ ut från den sista reaktionstanken. Förbrukningen av ozon är bland annat beroende på kalk och koldioxidtillsatserna eftersom det kan mätas restozon ut från den sista reaktionstanken om dessa tillsatser stängs av. Inkommande vatten har en turbiditet på $0,3 \text{ FNU}$ i medel och max på $0,7 \text{ FNU}$. Utgående vatten har en turbiditet på $0,18 \text{ FNU}$ i medel med max på $1,15 \text{ FNU}$. Analys av organiskt material visar på 4 mg/l TOC och pH är 7.

Beräkning av Ct för vattenverket i Nånby

Eftersom det är ett ytvatten så sätts temperaturen till 4° C .

Det finns mätning av ozonhalten både in och ut ur reaktionstank 1 så det kan utnyttjas för att beräkna nedbrytningskonstanten för ozon där. Den hydrauliska faktorn för reaktionstank 1 sätts till 0,5 (från tabell 4.1 eftersom reaktionstankarna inte är höga smala kolonner) vilket ger en effektiv kontaktid på

$$t_{\text{eff}} = \text{hydraulisk faktor} \cdot V/Q = 0,5 \cdot 60 / 2,88 = 10,4 \text{ min} = t_{\text{rxn1}}$$

Nedbrytningskonstanten i reaktionstank 1 blir då

$$k = -[\ln(C_{\text{ut rxn}} / C_{\text{in rxn}})] / t_{\text{rxn1}} = -[\ln(0,08/0,13)] / 10,4 = 0,047$$

Initialförbrukningen är inte mätt och behöver beräknas teoretiskt med formeln (maxdosen var 7 mg/l)

$$\begin{aligned} \text{IF}_{\text{ozon}} &= 0,14 \cdot \text{TOC} + 0,58 \cdot \text{Cd}_{\text{os}} + 0,09 \cdot (C_{\text{dos}} / \text{TOC}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92 = \\ &= 0,14 \cdot 4 + 0,58 \cdot 7 + 0,09 \cdot (7/4) + 0,07 \cdot 7 - 0,92 = 4,35 \text{ mg O}^3/\text{l} \end{aligned}$$

Formeln för initialförbrukning av ozon är bara giltig för doser upp till 6 mg/l vilket innebär att fler mätningar skulle behövas för att få ett mer korrekt värde.

I den tomma kontaktanken blir överföringskonstanten (enligt tabell 4.4) $k_{\text{överf}} = 0,75$

Kontaktanken är öppen, kvadratisk och har stor omblandning vilket ger en låg hydraulisk faktor enligt tabell 4.1, den sätts till 0,3. Om ozondoseringen hade gjorts i en hög smal kolonn i stället för i en mer kvadratisk tank så hade den hydrauliska faktorn bedömts till 0,5 från tabell 4.3. Den effektiva uppehållstiden i den kvadratiske kontaktanken blir

$$t_{\text{eff}} = \text{hydraulisk faktor} \cdot V/Q = 0,3 \cdot 9/2,88 = 0,94 \text{ min} = t_{\text{kontakt}}$$

För kontroll av IF, $k_{\text{överf}}$ samt k kan initialkoncentrationen beräknas med två olika formler som bör stämma överens:

$$C_i = (C_{\text{dos}} \cdot k_{\text{överf}}) - \text{IF} = C_{\text{in kontakt}} = 7 \cdot 0,75 - 4,35 = 0,9$$

$$C_i = C_{\text{ut kontakt}} / e^{-kt} = 0,13 / e^{-0,047 \cdot 0,94} = 0,14$$

Den första formeln för C_i borde ge ett lika eller lägre värde än den andra formeln. Eftersom det är rätt stor skillnad mellan de bägge beräknade värdena bör IF, $k_{\text{överf}}$ samt k kontrolleras. I det här fallet kan det finnas flera orsaker till fel i beräkningarna. Som tidigare nämnts ligger ozondosen utanför det område där formeln för initialförbrukningen är giltig. En annan felkälla är att nedbrytningskonstanten (k) beräknats för reaktionstanken i stället för i kontaktanken. Den första formeln för beräkning av initialkoncentrationen kan i det här fallet överskatta C_i då det inte är sannolikt att maxdosen används hela tiden vilket även påverkar beräkningen av IF. En kontroll av vilken dos som normalt används borde genomföras. Felet kan även ligga i en sämre överföringskonstant ($k_{\text{överf}}$) än förväntat, till exempel beroende på kontaktankens utformning (ej kolonnformad vilket är bättre för ozon). C_i behövs dock inte för vidare beräkningar men avvikelserna indikerar att det kan vara något av de använda värdena som inte är riktiga och slutresultatet blir därigenom osäkert.

Kontaktankens C_t :

Tabell 4.5 ger för en totalomblandad reaktor att

$$C_{\text{eff kontakt}} = C_{\text{ut kontakt}} = 0,13 \text{ mg/l} = C_{\text{in rxn1}}$$

$$C_t_{\text{kontakt}} = C_{\text{eff kontakt}} \cdot t_{\text{kontakt}} = 0,13 \cdot 0,94 = 0,122 \text{ mg} \cdot \text{min/l}$$

Reaktionstankarnas C_t :

Tiden för tankarna skulle ha kunnat summeras om de förväntats ha samma nedbrytningskonstant och hydrauliska faktor. Så är emellertid inte fallet här då ozonförbrukningen enligt uppgift påverkas av tillsatserna av kalkvatten och koldioxid i reaktionstank 2 och 3 och nedbrytningskonstanten i dessa tankar blir större. Eftersom det inte finns sådan information att nedbrytningshastigheten går att avgöra (det finns inget kvar ut från dem) kan dessa två tankar inte tas med i beräkningen alls. Detta påverkar volymen i beräkningarna samt att seriefaktorn från tabell 4.1 (för att det är tre i serie)

inte kan användas. Den hydrauliska faktorn i den första reaktionstanken var 0,5. Den effektiva uppehållstiden i reaktionstank 1 blir samma som tidigare:

$$t_{\text{eff}} = \text{hydraulisk faktor} \cdot V_{\text{tot}} / Q = 0,5 \cdot 60 / 2,88 = 10,4 \text{ min} = t_{\text{rxn1}}$$

vilket ger

$$Ct_{\text{rxn1}} = (C_{\text{in rxn 1}} / k) \cdot (1 - e^{-kt}) = (0,13 / 0,047) \cdot (1 - e^{-(0,047 \cdot 10,4)}) = 1,07 \text{ mg} \cdot \text{min} / \text{l}$$

Totalt Ct:

$$Ct = Ct_{\text{kontakt}} + Ct_{\text{rxn1}} = 0,12 + 1,07 = 1,19 \text{ mg} \cdot \text{min} / \text{l}$$

Konvertering från Ct till log-reduktion

Med hjälp av tabell 4.6 räknas Ct-värdet för varje organismgrupp separat om till en log-reduktion. Temperaturen 4° C och pH 7. Se sammanställningen för omräkningen av Ct till log-reduktion för Nånby's ozonbehandling i tabell 6.4.

Omräkningsformel:

$$\log_{\text{beräknat}} = \log_{\text{nödvändigt}} * Ct_{\text{beräknat}} / Ct_{\text{nödvändigt}}$$

Tabell 6.4 Omräkning av Ct till log-reduktion för ozoneringen i Nånby

Parameter	Bakterier	Virus	Parasiter
$\log_{\text{nödvändigt}}$ från tabell 4.6	3	3	2
$Ct_{\text{beräknat}}$ från beräkning	1,19	1,19	1,19
$Ct_{\text{nödvändigt}}$ från tabell 4.6	0,5	1,0	1,5 / 30*
$\log_{\text{beräknat}}$	7,1	3,6	1,6 / 0,08*

*Gäller *Giardia* / *Cryptosporidium*

Maxbegränsningen för kemisk desinfektion (4,0b + 4,0v + 3,0p) ger en logreduktion på 4,0b + 3,6v + [1,6p *Giardia* och 0,08p *Cryptosporidium*].

Slutligen (efter maxbegränsningen) skall avdrag för säkerhetsbrister göras. Då det saknas information om vilka åtgärder som vidtagits görs maximala avdrag i samtliga delar enligt tabell 4.7 och resultatet presenteras i tabell 6.5.

Tabell 6.5 Sammanställning av säkerhetsbrister i Nånby's ozonbehandling

Kategori	Åtgärd	Resultat
A Kortvarigt doseringsbortfall	-10 %	-10 %
B Minskad bortfallsrisk	-15 %	-15 %
C Andra åtgärder	-10 %	-10 %
Totalt avdrag för säkerhetsbrister		-35 %

Slutresultatet för desinfektionen med Ozon i Nånby blir således 0,65 · (4,0b + 3,6v + [1,6p *Giardia* och 0,08p *Cryptosporidium*]) dvs 2,6b + 2,3v + [1p *Giardia* och 0,05p *Cryptosporidium*].

Troligen är det i verkligheten inte så illa ställt med säkerhetsåtgärder vilket visar på att riktig information eller relativt enkla åtgärder kan förbättra situationen med över 1 log i reduktion. En förbättring av mätningarna i reaktionstank 2 och 3 skulle kunna göra att även dessa kan användas i beräkningarna. En flytt av kalk respektive koldioxid

doseringarna till efter reaktionstankarna skulle också förbättra situationen avsevärt då nedbrytningen av ozon skulle minska. Skyddet mot *Cryptosporidium* är dock även med åtgärder mycket litet i detta steg varför även andra åtgärder rekommenderas om det finns risk för avföringspåverkan i tåkten.

6.4.3 Exempel 4c: UV i Småby

Den enda behandling av grundvattnet som finns i Småby är UV-belysning. Anläggningen är dimensionerad för 250 J/m² (biodosimetriskt). I händelse av strömbortfall finns reservkraft installerat. Det finns två UV aggregat som bägge kan hantera maxflödena ensamt och båda UV aggregaten har egen flödesmätare kopplat till styrningen. Nödvändiga reservdelar finns i lager och anläggningen servas, underhålls och kalibreras enligt plan. Vid avvikande drift finns larm då jourpersonal utan dröjsmål skall åtgärda fel. Eftersom det finns två separata UV-aggregat och två st grundvattenborrhör belägna i olika delar av tåkten så finns det stor möjlighet att lösa problem och ändå få ut vattnet i nätet. Eftersom vattnet inte behandlas före UV aggregatet är UV dimensionerat för råvatten så inget dimensioneringsavdrag görs. En sammanställning av avdragen för säkerhetsbristerna i Nånby UV-behandling presenteras i tabell 6.6.

Tabell 6.6 Sammanställning av säkerhetsbrister i Småbys UV behandling

Kategori och åtgärder	Reduktionspåverkan (%)
A: Ingen åtgärd finns	-10
B: Reservkraft	-20 +10 = -10
C: 2·100 % kapacitet, Separata flödesmätare	-30 +5 +10 = -15
D: Reservdelslager, Larm vid avvikande drift, Rutiner för kalibrering mm	-30 +5 +5 +5 = -15
Summa säkerhetsavdrag (%)	-50

Barriärverkan för UV (250 J/m²) är 3,0b + 2,5v + 3,0p enligt tabell 4.9 som minskas med ovanstående säkerhetsavdrag (-50 %) enligt tabell 4.10. Resultatet blir att det återstår 1,5b + 1,25v + 1,5p i barriärverkan för UV desinfektionen. För Adenovirus är barriärverkan betydligt lägre: 0,37v. Fler säkerhetsåtgärder kan i princip fördubbla den teoretiska barriärverkan.

6.5 Steg 5: Slutresultat

6.5.1 Exempel 5a: Grönköping

Grönköping har ett större ytvattenverk som har kemisk fällning, långsamfilter och desinfektion med klor. Resultaten från exemplen som behandlar Grönköping tidigare i detta kapitel summeras i tabell 6.7.

Tabell 6.7 Sammanställning av barriäranalysen för Grönköping

Steg	Log-reduktion Grönköping
Steg 1 Råvatten – Barriärhöjd Exempel 1a, avsnitt 6.1.1	+ [6,00b + 6,00v + 5,0p]
Steg 2 Råvatten – Vattentäkt Exempel 2a, avsnitt 6.2.1	- [0,00b + 0,00v + 0,00p]
Steg 3 Avskiljande barriärer Exempel 3a, avsnitt 6.3.1	- [1,80b + 1,80v + 1,80p]
Steg 4 Inaktiverande barriärer Exempel 4a avsnitt 6.4.1	- [3,20b + 1,76v + 0,057p (Giardia)]
Steg 5 Slutresultat (avrundat till 1 decimal)	+ 1,0b + 2,4v + 3,1p (Giardia) och 3,2p (Cryptosporidium)

Grönköpings vattenverk klarar inte de uppsatta barriärkraven med de givna förutsättningarna.

Om övervakningen och åtgärderna vid störningar i de avskiljande barriärerna hade varit god så att barriärerna är oberoende och inga säkerhetsavdrag behöver göras hade resultatet sett bättre ut. För bakterier hade det blivit bra men det skulle ändå saknas ca 0,5 log i barriäreffekt för virus och parasiter. Om även säkerheten för desinfektionen förbättrats hade det nästan löst problemet för virus men inte för parasiterna. För virus skulle en förändrad klorering i kombination med ökad säkerhet kunna komma ifråga men det löser fortfarande inte problemet med parasiterna. Om Grönköping förbättrar säkerheten för de avskiljande barriärerna och installerar UV med 400 J/m² biodosimetriskt testat (4,0b + 3,5v + 4,0p utan säkerhetsavdrag) i stället för klor skulle barriärverkan vara tillräcklig för det mesta utom Adenovirus där det skulle saknas 1 log.

6.5.2 Exempel 5b: Småby

Småby har ett mindre grundvattenverk som behandlar vattnet enbart med UV-desinfektion (250 J/m² biodosimetriskt). Resultaten från de tidigare exemplen som behandlar Småby presenteras i tabell 6.8.

Tabell 6.8 Sammanställning av barriäranalysen för Småby

Steg	Log-reduktion Småby
Steg 1 Råvatten – Barriärhöjd Exempel 1b, avsnitt 6.1.2	+ [4,0b + 4,0v + 3,0p]
Steg 2 Råvatten – Vattentäkt Exempel 2b, avsnitt 6.2.2	– [1,5b + 1,5v + 1,0p]
Steg 3 Avskiljande barriärer Saknas	– [0,0b + 0,0v + 0,0p]
Steg 4 Inaktiverande barriärer Exempel 4c avsnitt 6.4.3	– [1,5b + 1,25v + 1,5p] utom för Adenovirus (0,37v)
Steg 5 Slutresultat (avrundat till 1 decimal)	+ 1,0b + 1,2v + 0,5p utom för Adenovirus (2,1v)

Småby har enligt beräkningarna inte tillfredsställande barriärverkan mot någon av mikroorganismgrupperna. Med förbättrade säkerhetsåtgärder för UV installationen så blir barriärverkan tillräcklig för alla grupper utom Adenovirus där det fortfarande skulle saknas 1,8v.

7 Ordlista

Norska	Svenska	Norska	Svenska
anbefalinger	förslag, uppmaning	nedslagsfelt	tillrinningsområde
anledning	tillfälle	noen	några
avhengig	beroende	nøyaktig	noggrann, exakt
benyttede	använda, utnyttjade	overflatevann	ytvatten
beskytte	skydda	overfor	för, mot, inför
bruken	användande	rask	snabb
bølgelengde	våglängd	reelle	verkliga
damp	ånga, fukt	ROS-analys	risk och sårbarhetsanalys
danner	skapar, bildar	sammenligne	jämföra
dersom	ifall, om	selv om	även om
dreier	rör	si	säga
egnet	lämpad	sikre	säkra
evnen	förmågan	skyldes	beror på
fjerning	borttag	skjønn utøves	använd sunt förnuft
forbindelse	samband, sammanhang, förening	slike	sådana
foretas	hanteras	stedet	stället
forlatt	lämnat	stempelstrømning	pluggflöde
forskjell	skillnad	stoff	ämne
forskjellige	olika	størrelse	storlek
forskjøvet	förskjuten	svært	mycket, väldigt
forsyning	försörjning	tilfelle	fall, händelse
fortynne	späda ut	tilknyttet	anslutna
forurensning	förorening	tillegg	dessutom
fraværende	frånvarande	tilnærmet	i det närmaste, nästan
følsomheten	känsligheten	tilsigsområde	avrinningsområde
gjenta	upprepa	til stede	närvarande
gitt	givet	tilstrebe	eftersträva
grunnlag	grund	tilstrekkelig	tillräcklig
hyppigst	mest frekvent	tilsvarende	motsvarande
igjen	i sin tur	tiltak	åtgärd, åtgärder, initiativ
imidlertid	emellertid	tomeltottregel	tumregel
innføring	introduktion	trenger	behöver
kilde	källa	trinn	steg
kimtall	antal odlingsbara bakterier	tross	trots
kun	bara	utdypes	fördjupas
lav	låg	utdøing	avdödning
ligning	ekvation	utfyllende	utförlig, kompletterande
mhp	map, med avseende på	utstyr	utrustning
midlere	genomsnittlig	vanskelig	svår, svårt
midlertidig	tillfällig	veier	väger
minker	minskar, avtar	verktøy	verktyg
måle	mäta	virkemåte	verkningsätt

8 Referenser

Referenserna är sorterade efter författarnas efternamn och årtal. De har dock fått en rubrik för att vara lätta att hitta med de uttryck som används i texten. Alla referenser (utom figurerna och WHO 2011) finns att ladda ner via Svenskt Vattens hemsida, www.svensktvatten.se.

UV-vägledning

Eikebrokk B, Ræstad C, Hem LJ och Gjerstad KO (2008) *Veiledning for UV-desinfektion av drickevann*. Rapport, Norsk Vann 164-2008. Språk norska.

UV-riktlinjer

Eriksson U (2009) *Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk*. Publikation, Svenskt Vatten.

QMRA

Lundberg Abrahamsson J, Ansker J och Heinicke G (2009) *QMRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk*. Rapport, Svenskt Vatten Utveckling 2009-05.

SLV 28-2005

Lindberg T och Lindqvist R (2005) *Riskprofil – Dricksvatten och mikrobiologiska risker*. Rapport, SLV 28-2005, Livsmedelsverket.

SLVFS 2001:30

SLVFS 2001:30 (2011) *Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. Föreskrifter, LIVSFS 2011:3, Livsmedelsverket.

Vägledning Dricksvatten

SLVFS 2001:30-vägledning (2014) *Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*. Vägledning, Livsmedelsverket.

Råvattenkontroll

Svenskt Vatten (2008) *Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet 2008-12-08*. Branschriktlinjer Svenskt Vatten. Stockholm.

Figur 4.7

Templeton (2008) *UV Disinfection of drinking water: Opportunities, limitations and the UK Context*. Proceedings from UV-workshop, Imperial College, London 15 sept.

Figur 4.2 och figur 4.3

White GC (1985) *Handbook of chlorination*. 2nd Ed Van Nostrand-Reinhold Publ, New York.

WHO 2011

WHO (2011) *Guidelines for drinking-water quality*. Fourth edition. Rapport, Världshälsoorganisationen. Språk engelska.

ODP I

Ødegaard H, Fiksdal L och Østerhus SW (2006a) *Optimal desinfeksjonpraksis for drickevann*. Rapport, Norsk Vann 147-2006. Språk norska.

ODP I-tillägg

Ødegaard H, Fiksdal L och Østerhus SW (2006b) *Optimal desinfeksjonpraksis for drickevann*, Tillägsrapport. Rapport, Norsk Vann 147-2006 Tillägg. Språk norska.

ODP II

Ødegaard H, Østerhus S och Melin E (2009a) *Optimal desinfeksjonpraksis fase 2*. Rapport, Norsk Vann 169-2009. Språk norska.

GDP-vägledning

Ødegaard H, Østerhus S och Melin E (2009b) *Veiledning till bestemmelse av god desinfeksjonpraksis*. Rapport, Norsk Vann 170-2009. Språk norska.

MBA-vägledning

Ødegaard, H. Østerhus, S. (2014a) *Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline*. Rapport, Norsk Vann 202-2014. Språk engelska.

Ødegaard, H. Østerhus, S., Melin, E. (2014b) *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)*. Rapport, Norsk Vann 209-2014. Språk norska.

Svenskt Vattens skrifter beställs via:

www.svensktvatten.se

Svenskt Vattens distribution

Box 262

591 23 Motala

© Svenskt Vatten AB

ISSN nr 1651-4947

Svenskt Vatten P112

2015-06



Box 14057, 167 14 Bromma

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se